

HEITOR PAIVA PALMA

**RECUPERAÇÃO VARIÁVEL DOS TECNOSSOLOS DO REJEITO DA BARRAGEM
DE FUNDÃO SOB DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS**

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: Márcio Rocha Francelino

Coorientador: André Thomazini

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

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

T

P171r
2022 Palma, Heitor Paiva, 1997-
Recuperação variável dos tecnossolos do rejeito da
Barragem de Fundão sob diferentes coberturas vegetais / Heitor
Paiva Palma. – Viçosa, MG, 2022.
1 dissertação eletrônica (61 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexo.

Inclui apêndice.

Orientador: Márcio Rocha Francelino.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2022.

Referências bibliográficas: f. 51-59.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.347>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Degradação - Fundão, Barragem de (MG).
2. Solos - Poluição - Fundão, Barragem de (MG). 3. Solos -
Métodos estatísticos. 4. Impacto ambiental - Avaliação.
I. Francelino, Márcio Rocha, 1966-. II. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em
Solos e Nutrição de Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 551.352

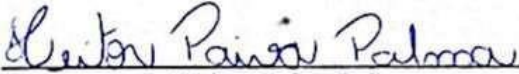
HEITOR PAIVA PALMA

**RECUPERAÇÃO VARIÁVEL DOS TECNOSSOLOS DO REJEITO DA BARRAGEM
DE FUNDÃO SOB DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS**

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: 28 de fevereiro de 2022

Assentimento:



Heitor Paiva Palma
Autor



Márcio Rocha Francelino
Orientador

Dedico ao Nélio Paiva e a todos de bem...
Porém, em especial, dedico a mim!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela dádiva da vida.

Ao meu pai Clover dos Santos Palma e a minha mãe Denise Onélia Paiva Palma, por sempre confiarem e acreditarem em mim, por terem moldado meu caráter e me feito homem!

À minha madrinha Eli, por ser minha segunda mãe e estar tão do meu lado quando eu mais preciso, novamente, o dicionário carece de palavras para te descrever!

Ao meu avô Nélio, que durante o decorrer do mestrado nos deixou e seguiu seu plano na dimensão espiritual. Saiba, meu avô, que não tem um dia sequer que não penso e mentalizo sua presença ao meu lado. Sua falta é gigante, mas é só de saudade! Te amo!

Ao meu orientador Márcio Francelino, por todo apoio de sempre, pela confiança e por ter acreditado em mim. Sempre serei grato pelo primeiro dia em que entrei em sua sala e fui gratificado com a aprovação e bolsa no mestrado, significou muito pra mim.

Agradeço também ao professor André Thomazini pelo aceite em ser meu coorientador e por sempre estar de prontidão, respondendo minhas dúvidas, esclarecendo minhas ideias e propondo melhorias no trabalho.

Ao professor Teógenes por abrir as portas do laboratório de Matéria Orgânica, onde pude fazer de lá minha casa.

Aos estagiários Jean, Jéssica e Matheus. A ajuda que vocês deram foi importantíssima para conclusão desta Dissertação!

A todos amigos do laboratório da Matéria Orgânica e do Terrantar, em especial Hugo, Kathe, Ferreira, Jônatas, Neilson, Keise, Fernanda, Carol, Marcos, Dani, Macumba, Karin e Paloma. Vocês fizeram meus dias mais felizes! Obrigado por tudo!!!

Agradeço também ao Kaik Faria, amigo com quem morei durante todo o mestrado e também estava na pós-graduação. Todo nosso estresse era descontado em uma partidinha de LoL.

Aos proprietários rurais, em especial ao Luís Eduardo, por abrirem as portas de suas propriedades e sempre terem nos recebido de braços abertos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos e a Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio ao presente trabalho.

Por fim, novamente, obrigado UFV, é um orgulho ser seu aluno!

“O povo foge da ignorância,
Apesar de viver tão perto dela.
E sonham com melhores tempos idos,
Contemplam esta vida numa cela...”

(Admirável Gado Novo, Zé Ramalho)

RESUMO

PALMA, Heitor Paiva, M.Sc, Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2022. **Recuperação variável dos tecnossolos do rejeito da barragem de fundão sob diferentes coberturas vegetais.** Orientador: Márcio Rocha Francelino. Coorientador: André Thomazini.

O rompimento da Barragem do Fundão, no município de Mariana (MG), em novembro de 2015, liberou aproximadamente 43 Mm³ de rejeito de mineração, destes quais 16 Mm³ foram depositados ao longo dos terraços fluviais do rio Gualaxo do Norte. Ademais, o pós-evento criou uma extensa área dominada por Tecnossolos, pobres química e biologicamente, além de sérios problemas de ordem física. Além disso, muitos trabalhos vêm sendo realizados nas áreas afetadas, mas são poucos os que relatam a atividade biológica, e sua importância já constatada na restauração ecológica de áreas degradadas. Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a atividade biológica e os principais atributos químicos e físicos dos Tecnossolos sob diferentes coberturas vegetais em paisagens localizadas nas proximidades do rio Gualaxo do Norte. Quatro ambientes situados nas proximidades do rio Gualaxo do Norte foram selecionados para estudo, sendo uma pastagem (PST), uma área com mudas nativas (MDS) e outra mix de sementes (MIX), todas afetadas pelo rejeito. Uma pastagem não afetada (REF) foi selecionada para ser a área de referência. Os atributos químicos, físicos e das frações da matéria orgânica do solo foram analisados nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm. O carbono da biomassa microbiana (CBM), coeficiente metabólico (qCO₂) e quociente microbiano (qMic) também foram avaliados. A respiração do solo (FCO₂) foi realizada pelo equipamento LI-COR. Concomitantemente foram feitas medições de temperatura e umidade do solo. Os dados obtidos foram submetidos a análises estatísticas descritivas e de componentes principais (PCA). Os resultados descritivos indicam maior valores dos atributos químicos, matéria orgânica, FCO₂ e CBM para área de REF. A atividade biológica da área de REF encontra-se em níveis superiores de estabilidade. A PCA mostrou separação espacial das 4 áreas, sendo que os atributos orgânicos e químicos correlacionam-se melhor com a REF, enquanto que densidade do solo, de partículas e silte correlacionam-se melhor com as áreas de PST e MDS. A área de MIX pode ser definida como uma região de nível inicial de recuperação superior às demais afetadas. Conclui-se que as propriedades edáficas apresentadas para as áreas atingidas dificultam o crescimento e estabelecimento de plantas. Todavia, a área de MIX

apresenta teores superiores de atributos do solo e maior estabilidade da comunidade microbiana, indicando um nível inicial de recuperação, principalmente devido à aplicação de esterco de animais. Isso indica que os Tecnossolos, mesmo com intervenções simples, podem ser recuperados. Contudo, as áreas afetadas precisam de um constante monitoramento para verificação da qualidade dos Tecnossolos.

Palavras-chave: Impacto ambiental. Tecnossolo. IRGA. Recuperação de áreas degradadas.

ABSTRACT

PALMA, Heitor Paiva, M.Sc, Universidade Federal de Viçosa, February, 2022. **Variable recovery of technosols from the tailings of the Fundão dam under different vegetation covers.** Adviser: Márcio Rocha Francelino. Co-adviser: André Thomazini.

The rupture of the Fundão Dam, in the municipality of Mariana (MG), in November 2015, released approximately 43 Mm³ of mining tailings, of which 16 Mm³ were deposited along the river terraces of the Gualaxo do Norte River. Furthermore, the post-event created an extensive area dominated by Technosols, chemically and biologically poor, in addition to serious physical problems. In addition, many works have been carried out in the affected areas, but there are few that report the biological activity, and its importance has already been verified in the ecological restoration of degraded areas. Therefore, the present study aimed to evaluate the biological activity and the main chemical and physical attributes of Technosols under different vegetation cover in landscapes located near the Gualaxo do Norte River. Four environments located near the Gualaxo do Norte river were selected for study, being a pasture (PST), an area with native seedlings (MDS) and another seed mix (MIX), all affected by the tailings. An unaffected pasture (REF) was selected to be the reference area. The chemical, physical and fractional attributes of soil organic matter were analyzed at depths of 0-10, 10-20 and 20-30 cm. Microbial biomass carbon (MBC), metabolic coefficient (qCO₂) and microbial quotient (qMic) were also evaluated. Soil respiration (FCO₂) was performed using the LI-COR equipment. At the same time, measurements of temperature and soil moisture were made. The data obtained were submitted to descriptive statistical analysis and principal components (PCA). Descriptive results indicate higher values of chemical attributes, organic matter, FCO₂ and CBM for the REF area. The biological activity of the REF area is at higher levels of stability. PCA showed spatial separation of the 4 areas, with organic and chemical attributes correlated better with REF, while soil, particle and silt density correlated better with PST and MDS areas. The MIX area can be defined as a region with an initial level of recovery higher than the others affected. It is concluded that the edaphic properties presented for the affected areas hinder the growth and establishment of plants. However, the MIX area has higher levels of soil attributes and greater stability of the microbial community, indicating an initial level of recovery, mainly due to the application of animal manure. This indicates that Technosols, even with simple

interventions, can be recovered. However, the affected areas need constant monitoring to verify the quality of the Technosols.

Keywords: Environmental impact. Tecnosoil. IRGA. Recovery of degraded areas.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1 Introdução | 12 |
| 2 Objetivo geral | 15 |
| 2.1 Objetivos específicos | 15 |
| 3 Materiais e métodos | 15 |
| 3.1 Área de estudo: rio Gualaxo do Norte | 15 |
| 3.2 Descrição dos ambientes selecionados para estudo | 17 |
| 3.3 Amostragem de solo | 21 |
| 3.4 Análise dos atributos químicos e físicos do solo | 22 |
| 3.5 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo | 23 |
| 3.5.1 Carbono e nitrogênio das frações, carbono lábil do solo e relação C/N | 23 |
| 2.6 Determinação do fluxo de CO ₂ , temperatura e umidade do solo. | 25 |
| 2.7 Carbono da biomassa microbiana, coeficiente metabólico (qCO ₂) e coeficiente microbiano (qMic) | 25 |
| 2.8 Análise estatística | 26 |
| 4 Resultados..... | 27 |
| 4.1 Caracterização química e física das áreas em estudo | 27 |
| 4.2 Conteúdo de carbono e nitrogênio orgânico, relação C/N e carbono lábil | 31 |
| 4.3 Fluxo de CO ₂ e atividade biológica | 35 |
| 4.4 Análise de PCA e correlação de Pearson..... | 37 |
| 5 Discussão | 44 |
| 5.1 Propriedades químicas e físicas do solo das áreas..... | 44 |
| 5.2 Carbono e nitrogênio orgânico, relação C/N e carbono lábil | 46 |
| 5.3 Fluxo de CO ₂ e atividade biológica | 47 |
| 5.4 Análise de Componentes Principais (PCA)..... | 49 |
| 5 Conclusões..... | 50 |
| Referências | 51 |
| APÊNDICE | 60 |
| ANEXOS | 61 |

1 Introdução

A atividade de mineração é de extrema importância para a humanidade, suprindo as necessidades de tecnologias e bens de consumo da atualidade (SILVA et al., 2021). O Brasil possui um vasto patrimônio mineral, extraindo e produzindo produtos metálicos, não metálicos e energéticos. Dentre os minerais de grande importância destaca-se o ferro, sendo o quarto elemento mais abundante da crosta terrestre, ficando atrás apenas do oxigênio, silício e alumínio (CARVALHO et al., 2014).

O Brasil é o segundo país com a maior reserva de ferro no mundo, possuindo 16 mil milhões de toneladas, estando atrás somente da Austrália, que possui 25 mil milhões de toneladas (USGS, 2022). Ainda conforme o relatório, somente em 2021, o Brasil extraiu cerca de 380 milhões de toneladas do minério, correspondendo a 14,6% de toda extração mundial. Minas Gerais, é o estado que concentra 67 % de toda reserva mineral brasileira, sendo responsável por 47 % de toda produção nacional de minério (TONIETTO & SILVA, 2011), concentrando 35,6% de toda mão de obra no setor (DNPM, 2021), sendo que mais da metade é ocupada pela extração de ferro.

Entretanto, a exploração mineral pode provocar grandes impactos ao solo, fauna, flora e recursos hídricos, promovendo alterações estéticas, físicas, químicas e biológicas no ambiente em que ocorre (CARNEIRO et al., 2017; LONGO et al., 2010), principalmente no que tange à falhas das estruturas de contenção de rejeitos: as barragens.

É um fato que na história da mineração brasileira e mundial acidentes envolvendo barragens de mineração ocorrem com uma frequência relativamente alta (LOPES, 2016). Casos conhecidos de desastres envolvendo barragens podem ser citados, como por exemplo o rompimento da barragem de Aznalcollar na Espanha (1988), o acidente na mina Mount Polley (2014), localizada no Canadá, e rompimento da barragem de Brumadinho (2019), localizada no estado de Minas Gerais.

Seguindo a linha de acidentes ocorridos no Brasil, no dia 5 de novembro de 2015, aconteceu uma das maiores tragédias socioambientais em território brasileiro, provocado pelo rompimento da barragem do Fundão, situado no município de Mariana-MG. Este rompimento liberou um volume aproximado de 43,7 Mm³ de rejeito (COIMBRA et al., 2021; SAMARCO, 2016) que à princípio causou a destruição completa do distrito de Bento Rodrigues (LOPES, 2016; NEVES et al., 2016), além de causar a morte de 19 pessoas e gerou grande impacto em todo o

trecho afetado, com deposição de milhões de m³ de rejeito de mineração, tanto nos terraços fluviais como nos leitos dos rios.

Após atingir Bento Rodrigues, a lama seguiu pelo subdistrito de Paracatu de Baixo, ainda em Mariana, e Barra Longa, seguindo o fluxo pelos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, até desaguar no oceano Atlântico em 22 de novembro do mesmo ano (ALMEIDA et al., 2016; WANDERLEY et al., 2016). Dentre os afluentes do rio Doce, o rio Gualaxo do Norte foi o mais afetado pela lama. Santos et al. (2022) estimaram que 16 Mm³ ficou depositado ao longo de seus terraços fluviais e áreas subjacentes.

Segundo Buch et al. (2021) e Schaefer et al. (2015), o rejeito depositado de forma aleatória originou uma nova paisagem dominada por Tecnosolos. De acordo com Schad (2018), a World Reference Base (WRB) 2015, dentre outros critérios de classificação, define Tecnosolos como um solo criado por atividades antrópicas como parte de um processo industrial ou artesanal, possuindo propriedades substancialmente diferentes do material original da área. O material que constitui o rejeito original tem por características ser fino, escuro e de baixa coesão (SILVA et al., 2006).

Os Tecnosolos formados pelo rompimento da barragem possuem grande deficiência química (material inerte), entretanto, os problemas físicos são de escalas maiores, possuindo valores de densidades do solo de até 2,38 g/dm³ (SCHAEFER et al., 2015). Nos locais onde este alto valor de densidade é encontrado, observa-se um intenso e abrangente selamento superficial, fenômeno chamado de *hard-setting*, que problematiza a revegetação da área por impedir/dificultar o crescimento de plantas (SCHAEFER et al., 2015; SILVA et al., 2006). Em estudo realizado nos Tecnosolos situados ao longo das margens do rio Carmo, constataram o predomínio de silte e areia e baixos teores de argila, sendo sua composição mineral formada por óxidos de ferro, hematita e quartzo (ALMEIDA et al., 2018; SILVA et al. 2016).

Além disso, Couto et al (2021) indicam que após o desastre, a atividade biológica sofreu grandes interferências, devido principalmente aos menores teores de nutrientes e carbono no solo, seguido de altos valores de ferro presente no sistema. Todos estes fatores juntos, apontam para dificuldade em estabelecer uma nova recuperação nativa ou cultivo agrícola nestes ambientes (SILVA et al., 2016) e incapacidade de gerar serviços ecossistêmicos.

Um aspecto importante no que tange a recuperação de ambientes degradados pela mineração é o conhecimento dos atributos químicos, físicos e mineralógicos do solo, que devem promover

um ambiente adequado para crescimento de plantas (LONGO et al., 2011; FONTES, 1991). Em estudo realizado em áreas degradadas por mineração, Paniagua & López et al. (2021) constataram que solos afetados tratados com calagem ou misturados com solos não contaminados (*topsoil*) reduziram a solubilidade de metais pesados, além de apresentarem maior abundância de comunidades microbianas do que solos contaminados sem qualquer tipo de tratamento. Kitamura et al. (2008) em estudo de técnicas de intervenção aplicadas numa camada de solo removido para construção de uma hidrelétrica, conclui que as propriedades químicas e orgânicas do solo estão sendo recuperadas com adição de matéria orgânica e mobilização do solo.

Desde o rompimento da barragem do Fundão-MG, muitos trabalhos importantes vêm sendo realizados nas áreas afetadas. Dentre eles podemos citar biorremediação (GIONGO et al., 2020; PRADO et al., 2019; ZAGO et al., 2019), avaliação da qualidade da água (DUARTE et al., 2021; BURRITT & CHRIST, 2018; DIAS et al., 2018) e concentração de ferro e metais pesados (AGUIAR et al., 2020; DAVILA et al., 2020). Porém, no geral, são poucos os estudos que dão enfoque à atividade biológica em ambientes impactados pela atividade da mineração, principalmente no que se refere aos efeitos gerados pelo depósito de rejeito aos microrganismos ao longo das paisagens atingidas pelo desastre ocorrido em Mariana.

Todos os processos envolvendo o ciclo de nutrientes e a transformação do Carbono orgânico (C-org) inevitavelmente dependem de microrganismos e enzimas do solo, tornando a presença destes fatores cruciais para indicar mudanças na qualidade do solo (DIAS-JÚNIOR et al., 1998; FEKETE et al., 2012). A constante relação entre carbono e microrganismos é de extrema importância visto que alta demanda de carbono em uma área que não possui condições de repor este consumo, tende a diminuir a biomassa microbiana e o processo de recuperação ecológica desses ambientes pode ficar comprometido (ANDERSON & DOMSCH, 2010)

O aporte de todo C-org deve-se principalmente à deposição de material vegetal por meio da produção primária e as perdas deve-se principalmente à oxidação por fungos e bactérias (COSTA et al., 2008). Além disso, o acúmulo de C-org depende de vários fatores ambientais e de características intrínsecas do solo, dentre eles: temperatura, umidade, teor de argila e condições aeróbicas, sendo este último envolvido diretamente com a capacidade de drenagem e umidade do solo (BATJES, 1998).

2 Objetivo geral

O trabalho objetivou avaliar a atividade biológica e os principais atributos químicos e físicos dos Tecno solos sob diferentes coberturas vegetais em paisagens localizadas nas proximidades do rio Gualaxo do Norte, atingidas pelo rejeito de mineração proveniente do rompimento da barragem do Fundão no ano de 2015.

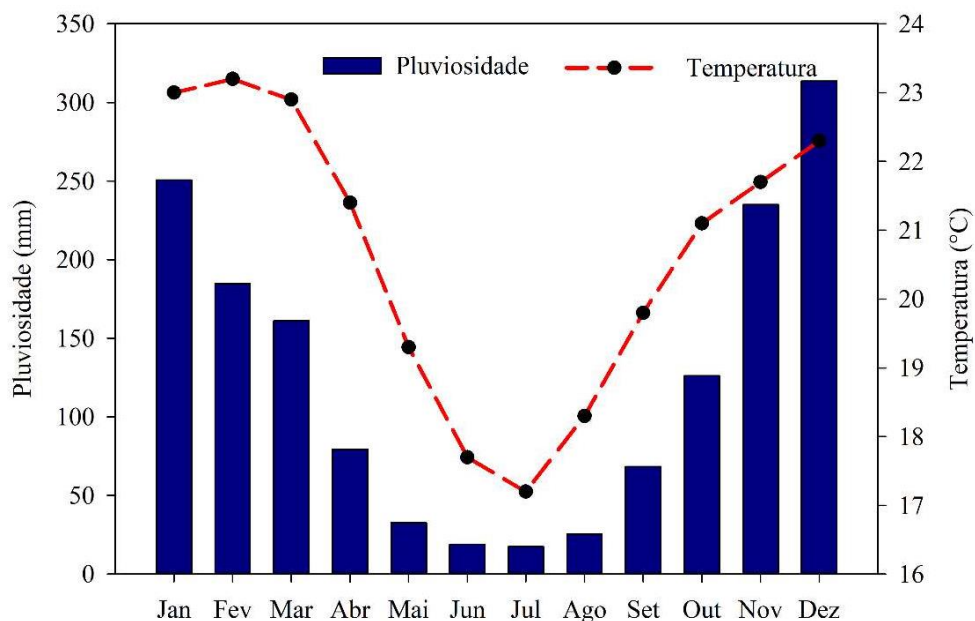
2.1 Objetivos específicos

- 1 - Relacionar a atividade biológica das áreas afetadas com os atributos químicos e físicos dos Tecno solos.
- 2 – Verificar se as áreas afetadas pelo rompimento da barragem apresentam características edáficas e biológicas diferentes de uma área referencial.

3 Materiais e métodos

3.1 Área de estudo: rio Gualaxo do Norte.

O estudo foi conduzido em trechos do rio Gualaxo do Norte, na zona rural do município de Barra Longa-MG (20° 16' 33" S, 43° 2' 30" O), ao longo de ambientes atingidos pelo rejeito de mineração e que estão em processo de recuperação ambiental provocados pelo impacto da lama. O clima da região é caracterizado como clima subtropical úmido (Cwa), altitude de 567 m, com temperatura média anual de 20,7 °C e pluviosidade média anual de 1.513 mm (ALVARES et al., 2013) (Figura 1).



Fonte: ALVARES et al (2013).

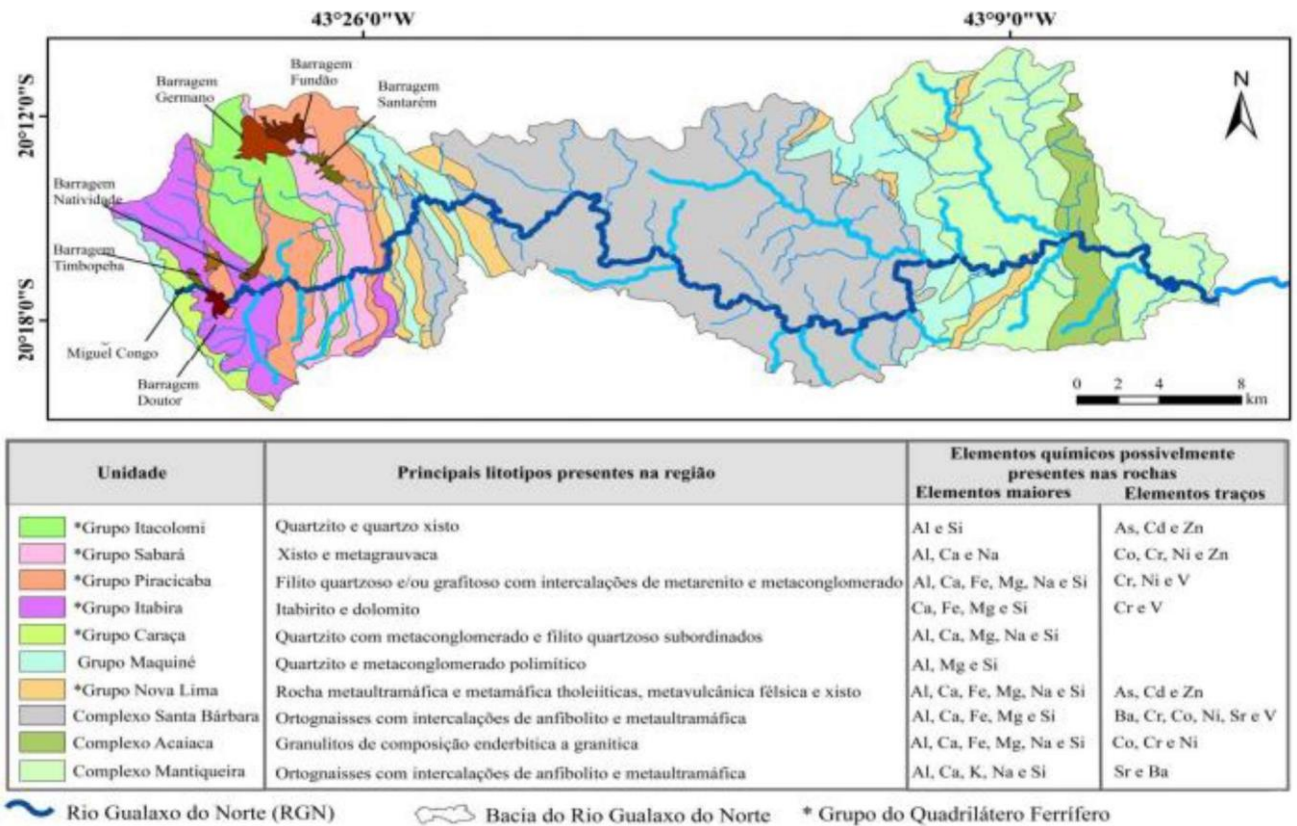
Figura 1 –Pluviosidade e Temperatura média anual do município de Barra Longa-MG.

O rio Gualaxo do Norte possui a nascente localizada na Serra do Espinhaço, no município de Ouro Preto –MG, e percorre uma extensão total aproximada de 75 km até desaguar no rio Carmo, no município de Barra Longa–MG (CARNEIRO et al, 2017; RODRIGUES, 2012). A bacia do rio Gualaxo do Norte possui área total aproximada de 560 km², interceptando os municípios de Ouro Preto, Mariana e Barra Longa, e faz parte da bacia hidrográfica do rio Doce. Os principais usos das águas são para o abastecimento público, atividades minerárias, agropecuária e pesca (REIS, 2019).

Ao longo de seu curso, o rio Gualaxo do Norte percorre vários tipos de unidades geológicas, incluindo algumas típicas do Quadrilátero-Ferrífero (nome dado à maior região mineradora de ferro no Brasil) (Figura 2). No alto do curso, nota-se as unidades geológicas pertencentes aos grupos Itacolomi e Supergrupo Minas. Este último é constituído de 4 subgrupos: Caraça, Itabira, Piracicaba e Sabará.

No médio e baixo curso estão presentes as unidades geológicas dos Complexos de Santa Bárbara, Complexo Acaiaca, Complexo da Mantiqueira e Supergrupo Rio das Velhas, constituído dos grupos Nova Lima e Maquiné. Em relação aos solos, a classe mais representativa são os Latossolos Vermelho-Amarelo Distróficos. No alto curso, onde predominam os afloramentos rochosos (AF), há presença de Cambissolo Háblico Tb distrófico

(CXbd), enquanto que o baixo curso é composto principalmente por Argissolos Vermelho Amarelo eutrófico (PVAe) (UFV, CETEC, UFLA, FEAM, 2010).



Fonte: Reis (2019). Modificado

Figura 2 –Unidades geológicas presentes na bacia do rio Gualaxo do Norte.

3.2 Descrição dos ambientes selecionados para estudo

Foram selecionados quatro ambientes de estudo com diferentes coberturas vegetais. Três destes ambientes encontram-se situados ao longo dos terraços fluviais do rio Gualaxo do Norte e foram atingidos diretamente pelo rejeito de mineração apresentando Tecnosolo “in situ”. Uma pastagem, localizada nas proximidades do rio não atingida pela lama foi escolhida como área de referência sem a influência do rejeito.

Área 1 Pastagem afetada pelo rejeito (PST). Esta área foi selecionada pelo fato de ser um importante cultivo comumente empregado pelos pequenos produtores rurais da região. Foi realizado o plantio de braquiária (*Brachiaria spp*) entre os meses de dezembro e janeiro de 2019 e 2020 respectivamente, porém é possível identificar diferentes espécies invasoras tanto arbustivas quanto de gramíneas de outras espécies e em diferentes níveis de crescimento e estágio vegetativo, fazendo com que a área como um todo seja bastante heterogênea (Figura 3),

com destaque para grama-seda (*Cynodon dactylon*). Foi possível também encontrar troncos e galhos de árvores ao longo da área, possivelmente depositados junto com a lama. A pastagem foi semeada diretamente sobre o rejeito, utilizando baixas quantidades de adubo e calcário. Por isso, foi selecionado uma subárea dentro desta pastagem (420 m² aproximadamente) que possui vegetação em estágio similar de crescimento e predominância de menor número de espécies. Coordenada geográfica central: 20°16'21 S, 43°05'24 O.



Figura 3 –Foto da área de pastagem afetada pelo rejeito (PST)

Área 2 - Plantio de mudas de árvores nativas (MDS). - Área localizada ao lado da área 1, sendo ambas delimitadas por cerca de arame, possuindo aproximadamente 2800 m². Neste local, foi realizado o plantio de mudas de diferentes espécies nativas da Mata, com adubação apenas nas covas e também entre os meses de dezembro e janeiro de 2019 e 2020 respectivamente. Nas entrelinhas há presença de gramíneas invasoras (Figura 4), porém estas são controladas com a utilização de defensivos químicos e roçada manual. Esta área constitui um importante estágio inicial de reabilitação florestal e fonte de serviços ambientais e ecológicos, fazendo jus a sua escolha para estudo. Coordenada geográfica central: 20°16'20 S, 43°05'24 O



Figura 4 –Foto da área de mudas afetada pelo rejeito (MDS)

Área 3 Plantio de mix de sementes (MIX) - Antes de ser atingida pela lama, a área era cultivada há 15 anos com pastagem em braquiária (*Brachiaria spp*). Posteriormente ao acidente, o local foi semeado com mix de sementes (ANEXO A). Concomitantemente à sementeira, houve aplicação de adubo e também foi realizada também a adubação nitrogenada de cobertura. Aplicou-se na área também, após o estabelecimento das espécies, húmus, esterco bovino e equino segundo informações do proprietário. Em janeiro de 2021 a área foi arada, gradeada, sulcada e realizado camalhões para o plantio de capim Marandu (*B. brizantha cv. Marandu*). Entretanto, esse plantio não foi realizado e a área encontra-se infestada pela espécie popularmente conhecida como carrapichão (*Xanthium spp*) (Figura 5), além de gramíneas. Possui uma área total aproximada de 400 m². O uso de mix de sementes é comumente utilizado para recuperação de áreas degradadas por constituir de espécies adaptadas a ambientes desprovidos de qualidade edáfica, recobrindo o solo a curto prazo, diminuindo os processos erosivos, melhorando a ciclagem de nutrientes e aporte de conteúdo orgânico, sendo uma ótima área para estudos ambientais. Coordenada geográfica central: 20°16'52 S, 43°04'26 O.



Figura 5 – Foto da área de mix afetada pelo rejeito (MIX).

Área 4 (REF) - Área cultivada em pastagem não atingida pelo rejeito, com aproximadamente 4.000 m². Apesar de possuir plantas saudáveis e vigorosas, segundo informações do proprietário, a área não recebe adubação desde 2015. Entretanto, há aplicações recorrentes de calcário na área. Nota-se também a presença acentuada de brachiaria (*Brachiaria spp*) e grama-seda (*Cynodon dactylon*) (Figura 6). Coordenada geográfica central: 20°17'14 S, 43°03'59 O.



Figura 6 – Foto da área de pastagem de referência (PST).

Na figura 7 é possível observar a localização geográfica e as imagens aéreas das quatro áreas de estudo.

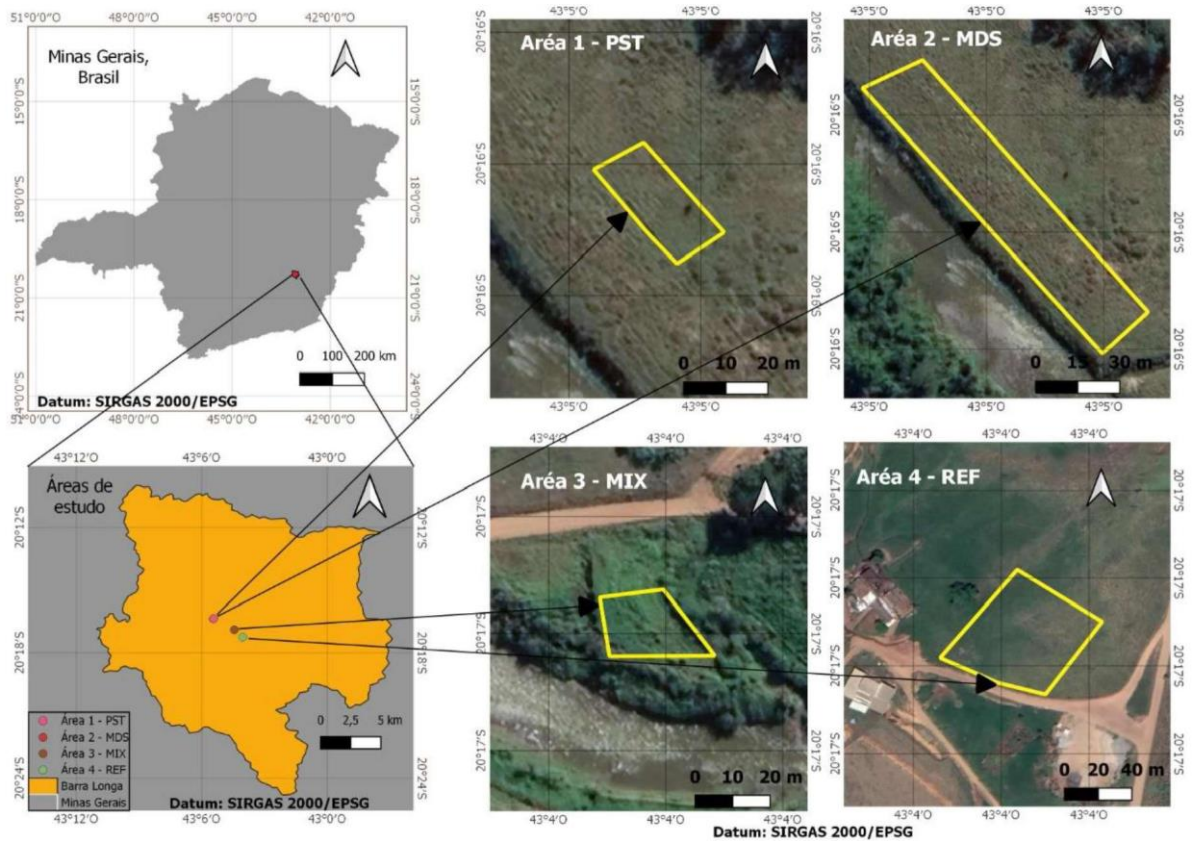


Figura 7 – Representação esquemáticas das quatro áreas de estudo. *MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área pastagem não atingida pelo rejeito

3.3 Amostragem de solo

Em cada local de estudo realizou-se a coleta de amostras de solo deformadas e indeformadas em três diferentes profundidades (0-10, 10-20, 20-30 cm), para fins de caracterização física, química e biológica. Todas as áreas foram divididas em 3 blocos, onde procedeu-se as coletas em caminhamento zigue-zague. Coletou-se 5 amostras simples para gerar 1 amostra composta por bloco, totalizando 3 repetições por área.

As amostras deformadas foram coletadas com o auxílio do trado tipo holandês e dispostas em sacos plásticos previamente identificados. Antes de serem submetidas a qualquer tipo de

análise, as amostras de solo foram transportadas até o local de análise, secas ao ar (TFSA), destorroadas e passadas em peneira de malha 2 mm (270 mesh).

As amostras indeformadas foram coletadas com auxílio do trado tipo uhland. Em cada área, coletou-se 4 anéis (altura e diâmetro aproximado de 5 cm) por profundidade, totalizando 4 repetições por profundidade por área.

3.4 Análise dos atributos químicos e físicos do solo

As análises químicas foram realizadas conforme o manual de métodos de análises de solo da Teixeira e al (2017).

- i. pH – Medição realizada por meio de eletrodo imerso em solução suspensa de solo: água deionizada na proporção de 1:2,5.
- ii. Acidez potencial (H + Al) – Extração com solução de acetato de cálcio Ca (C₂H₃O₂)₂ 0,5 mol/L tamponada a pH 7,0 seguido de titulação com NaOH (0,025 mol/L).
- iii. Ca⁺², Mg⁺² e Al⁺³ trocáveis – Extração por meio do método de KCl 1,0 mol/L e quantificação por meio espectrofotômetro de absorção atômica (Ca⁺² e Mg⁺²) e titulação com solução NaOH 0,025 mol/L (Al⁺³).
- iv. Fósforo (P), sódio (Na) e potássio (K) – Extração via Mehlich-1 e quantificação por meio da espectrofotometria de absorção molecular (P) e espectrofotometria de emissão em chama (Na e K).
- v. Fósforo remanescente (P-Rem) - Determinação da concentração de P na solução de equilíbrio na relação 1:10 de TFSA e solução de CaCl₂ 0,010 mol L⁻¹ contendo 60 mg L⁻¹ de P.
- vi. Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Cr, Pb, Ni – Extração via Mehlich-1 e quantificação por meio da espectrofotometria de absorção atômica

As análises físicas foram realizadas conforme Teixeira et al. (2017).

- i. Granulometria – Método da pipeta.
- ii. Densidade do solo (Ds) e Densidade de partículas (Dp) – Método do anel volumétrico e método do balão volumétrico respectivamente.
- iii. Porosidade total, macroporosidade e microporosidade – Método da mesa de tensão.

3.5 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo foi dividida em duas frações: matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada a minerais (MAM) conforme a metodologia descrita por Cambardella & Elliott (1992). Entende-se por MOP toda matéria orgânica do solo menor que 2 mm e maior do que 0,053 mm, e, por MAM, toda fração menor do que 0,053 mm. O procedimento para o fracionamento baseia-se em pesar aproximadamente 10g de TSFA de cada amostra em tubos de centrífugas de 50 ml, adicionar 30 ml de solução de hexametáfosfato de sódio (5g L^{-1}) e submeter os frascos a agitação em agitador ortogonal por 15 h na velocidade de 140 rpm. Decorrido o tempo de agitação, a solução com o solo disperso deve ser passada em peneira de 0,053 mm com o auxílio de água deionizada. O material retido na peneira constitui as amostras de MOP e o que não ficou retido, MAM. Após o peneiramento, as amostras são secas em estufa de circulação forçada na temperatura de 60 °C, sendo posteriormente maceradas em almofariz de ágata, passadas em peneira de 60 mesh (0,250 mm) e armazenadas em pequenos sacos plásticos.

3.5.1 Carbono e nitrogênio das frações, carbono lábil do solo e relação C/N.

O carbono das frações MAM e MOP foi determinado pela oxidação via úmida com solução de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $0,167\text{ mol L}^{-1}$) conforme o método de (WALKLEY & BLACK, 1934) com fonte externa de calor, oriunda do aquecimento à 170 °C em bloco digestor (YEOMANS & BREMNER, 1988). O nitrogênio foi determinado por digestão sulfúrica e destilação alcalina segundo o método de Kjeldahl (BREMNER e MULVANEY, 1982; TEDESCO *et al.*, 1995). Para obtenção dos teores de carbono orgânico total (COT) e do nitrogênio total (NT) procedeu-se a soma dos teores obtidos em MAM e MOP nas respectivas frações.

Os estoques de carbono e nitrogênio, tanto para as frações quanto para o conteúdo total, foram obtidos com base na massa específica dos solos, conforme preconizado por (Ellert & Bettany, 1995). O cálculo da massa de solo equivalente procedeu-se em 3 etapas:

- i. Pela ponderada de densidade do solo nas camadas da área de REF;
- ii. Pela densidade do solo nas camadas de estudo;

- iii. Pela massa de solo equivalente para a determinada área e profundidade em relação à área de referência, somando ou subtraindo a espessura encontrada para obter a espessura equivalente;

Os estoques de C e N em $t\ ha^{-1}$ das frações MOP e MAOM foram calculados conforme a equação a seguir:

(1)

$$ES = \left(\left(\left[(E \times 10000 \times Dmr) - (E \times 10000 \times Dt) \right] \times \left(\frac{0,0001}{Dt} \right) \right) + E \right) \times T \times Dt \times 100$$

Onde:

ES = estoque de C ou N nas frações da MOS ($Mg\ ha^{-1}$).

E = espessura da camada de solo (m).

Dt = Densidade do solo do sistema de cultivo na camada escolhida ($g\ cm^{-3} = Mg\ m^{-3}$).

Dmr = Densidade média da área de referência ($g\ cm^{-3}$).

T = teor de C ou N na fração da MOS ($dag\ kg^{-1} = \%$).

10000 = fator de conversão de m^2 para há.

0,0001 = fator de conversão de ha para m^2 .

100 = fator de conversão do resultado de $0,01\ Mg/0,0001\ ha$ para $t\ ha^{-1}$.

Os estoques para os teores totais de C e N foram obtidos pela soma dos estoques nas respectivas frações.

O carbono lábil foi obtido via oxidação por permanganato de potássio ($KMnO_4\ 0,33\ mol\ l^{-1}$) segundo o método proposto por WEIL et al. (2003) e adaptado por CULMAN et al., (2012). Após a oxidação do Clab, as amostras foram lidas em espectrofotômetro no comprimento de onda de 565 nm.

2.6 Determinação do fluxo de CO₂, temperatura e umidade do solo.

As avaliações das emissões do fluxo de CO₂ (FCO₂) do solo foram realizadas utilizando um analisador portátil LI-8100 (LI-COR, Nebraska, EUA) acoplado a uma câmara dinâmica (LI-8100-104), com volume interno 4076,1 cm³ e área de 317,8 cm², posicionada sobre colares de PVC inseridos no solo (ANEXO 2). A quantificação do FCO₂ é realizada através do analisador de gás infravermelho (IRGA).

As quantificações do FCO₂ foram realizadas nos dias 31 de outubro, 17 e 19 de novembro de 2021 nas áreas selecionadas. Para cada leitura, as configurações adotadas no software LI-8100A *Application* foram tempo médio de observação de 1 minuto, pre-purge de 15 segundos e post-purge de 10 segundos. As leituras ocorreram ao longo de 1 dia, entre os horários de 8:00 h à 18:00 h, totalizando em média, cerca de 45 leituras por área. As curvas obtidas em cada leitura foram ajustadas com o auxílio do software LI-8100 File Viewer (3.0.0), excluindo-se valores não condizentes com a realidade do número amostral. Concomitantemente às leituras de FCO₂, foram realizadas as medições de temperatura (Ts) e umidade do solo (Us).

A Ts foi medida por meio de um termômetro digital, inserido no solo à uma profundidade de 5 cm próximo aos colares de PVC. A Us foi determinada utilizando o sensor de umidade Teros 12 conectado a unidade de leitura ProCheck, ambos da empresa Decagon Devices ®.

2.7 Carbono da biomassa microbiana, coeficiente metabólico (qCO₂) e coeficiente microbiano (qMic).

Nos mesmos dias em que as leituras do fluxo de CO₂ foram realizadas, amostras para análise do carbono da biomassa microbiana (CBM) foram coletadas na profundidade de 0-10 cm em todas as áreas, sendo 3 repetições por área, onde cada repetição foi composta por 5 subamostras. As amostras foram peneiradas em malha de 2 mm e mantidas em refrigeração sob temperatura de 4 °C até o momento das análises.

O CBM foi obtido pelo método de irradiação-extração (Islam & Weil, 1998). O forno micro-ondas utilizado para irradiação das amostras foi o da marca Electrolux, modelo MEF41, tensão nominal de 127 V, frequência de 60 Hz. Essas informações foram necessárias para o calcular a quantidade de energia (J) emitida em função do tempo de irradiação.

As amostras irradiadas e não irradiadas foram dispostas em erlenmeyer de 250 ml, onde foram adicionados 80 ml da solução de sulfato de potássio (K_2SO_4) com pH ajustado entre 6,5 a 6,8.

A determinação do CBM deu-se pelo método adaptado de Tedesco et al (1995), onde 10 ml do extrato filtrado foram pipetados em 2 ml de solução de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$, $0,066 \text{ mol l}^{-1}$) e 10 ml de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) e titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, $0,03 \text{ mol l}^{-1}$). O conteúdo do CBM foi obtido pela subtração entre o conteúdo de carbono da amostra irradiada menos o da amostra não irradiada divididos por um fator de correção Kc (0,33).

O qCO_2 foi obtido pela divisão entre FCO_2 (convertido para $mg/m^2/h$) e CBM. Já o $qMic$ foi obtido pela divisão entre CBM e COT.

2.8 Análise estatística

Foi realizada a estatística descritiva dos atributos analisados (moda, mediana, coeficiente de variação e erro-padrão). Além disso utilizou-se do método de análise multivariada de componentes principais (PCA) para todas as profundidades em estudo. A PCA consiste em um modelo fatorial amplamente utilizado para capturar padrões e enfatizar a variação de um conjunto de dados. Quando aplica-se este método, o conjunto de variáveis original é transformado linearmente em um novo conjunto de variáveis, denominados de componentes principais (PC) que tem como principal característica a ortogonalidade e a não correlação entre eles (GODINHO et al., 2008; SABIN et al., 2004). Desse modo, o novo conjunto concentra a maior parte da variação, diminuindo a dimensão dos dados sem grandes perdas de informação.

Antes de serem realizadas as PCA's para todas profundidades, uma seleção prévia dos dados foi feita. Exclui-se todas as variáveis de estoque pelo fato de serem obtidas diretamente pelos teores e conteúdo de carbono e nitrogênio total e nas frações, estando diretamente correlacionados. Também exclui-se Al^{+3} , saturação por alumínio (m) e Cr por apresentarem, em sua maioria, valores iguais a 0. Por fim, a soma de bases (SB) apresentou, no geral, valores idênticos à CTC efetiva (t), logo, também foi retirado. No final, o banco de dados continha 40 variáveis, sendo que 4 delas eram exclusivas da camada superior (qCO_2 , $qMic$, CBM e FCO_2).

Após essa primeira seleção, foi realizado uma PCA prévia com todos os dados. A partir desta, foram selecionados os atributos do solo dentro dos componentes principais mais informativos (autovalor >1) conforme Kaiser (1958), que possuíssem o coeficiente de carga $\geq |0,8|$. Com

isso, uma nova PCA foi realizada apenas com as variáveis mais representativas para todas profundidades. Todas análises foram realizadas utilizando a programação em R no software RStudio (R CORE TEAM, 2021).

4 Resultados

4.1 Caracterização química e física das áreas em estudo

A classe textural (Tabela 1) predominante nas áreas afetadas pelo rejeito foi a franca, exceto pela textura franco arenosa presente na camada de 0-10 cm na área de MIX e da classe franco siltosa presente na área de MDS na camada de 20–30 cm. Por outro lado a área de referência obteve textura argilosa na camada superior e franco argilosa nas demais.

A densidade do solo e de partículas apresentaram expressividade menor na área de REF para todas as profundidades analisadas (Tabela 1). No geral, os valores de densidade do solo aumentaram em profundidade. Em relação à porosidade total e microporosidade, os valores foram mais elevados para a área de REF. A macroporosidade foi superior na profundidade de 0–10 cm e 10–20 cm na área de mix (MIX), atingindo valores de 0,22 e 0,19 $\text{m}^3.\text{m}^{-3}$, enquanto que na profundidade de 20–30 cm a superioridade foi obtida na área de referência (REF) atingindo o valor de 0,17 $\text{m}^3.\text{m}^{-3}$.

Tabela 1. Análises físicas das áreas de estudo.

| Áreas | Areia | Silte | Argila | Classe Textural | Dp | Ds | PT | Mic | Mac | |
|------------|---------------------|-------|--------|-----------------|--------------------|------|------|--------------------------------|------|--|
| | mg dm ⁻³ | | | | g.cm ⁻³ | | | m ³ m ⁻³ | | |
| 0 – 10 cm | | | | | | | | | | |
| PST | 0,434 | 0,442 | 0,124 | Franca | 2,99 | 1,60 | 0,47 | 0,31 | 0,16 | |
| MDS | 0,441 | 0,442 | 0,117 | Franca | 2,91 | 1,55 | 0,47 | 0,31 | 0,16 | |
| MIX | 0,536 | 0,332 | 0,133 | Franco Arenoso | 2,76 | 1,27 | 0,54 | 0,33 | 0,22 | |
| REF | 0,336 | 0,241 | 0,424 | Argiloso | 2,62 | 1,19 | 0,55 | 0,44 | 0,11 | |
| 10 – 20 cm | | | | | | | | | | |
| PST | 0,441 | 0,432 | 0,127 | Franca | 2,95 | 1,62 | 0,45 | 0,30 | 0,15 | |
| MDS | 0,413 | 0,477 | 0,111 | Franca | 3,07 | 1,74 | 0,44 | 0,29 | 0,15 | |
| MIX | 0,501 | 0,376 | 0,122 | Franca | 2,87 | 1,47 | 0,49 | 0,29 | 0,19 | |
| REF | 0,397 | 0,203 | 0,400 | Franco Argilosa | 2,59 | 1,19 | 0,54 | 0,38 | 0,15 | |
| 20 – 30 cm | | | | | | | | | | |
| PST | 0,370 | 0,461 | 0,169 | Franca | 2,84 | 1,60 | 0,44 | 0,32 | 0,12 | |
| MDS | 0,401 | 0,498 | 0,101 | Franco Siltosa | 3,04 | 1,89 | 0,38 | 0,29 | 0,09 | |
| MIX | 0,471 | 0,421 | 0,108 | Franca | 2,94 | 1,69 | 0,43 | 0,29 | 0,14 | |
| REF | 0,397 | 0,217 | 0,386 | Franco Argilosa | 2,75 | 1,24 | 0,53 | 0,36 | 0,17 | |

CT: classe textural; Dp: densidade de partícula; Ds: densidade do solo; PT: porosidade total; Mic: microporosidade; Mac: macroporosidade. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito.

Os valores de pH (Tabela 2) da área com plantio de mudas (MDS) possui alcalinidade fraca em todas profundidades como classificação química e valores muito altos para fins agrônômicos (RIBEIRO et al, 1999). As demais áreas apresentaram os valores de pH possuindo acidez fraca como classificação química e alta para fins agrônômicos segundo o mesmo autor.

Os teores de macro e micronutrientes, soma de base (SB), CTC total (T) e efetiva (t), de forma geral, apresentaram valores mais expressivos, em todas camadas analisadas, na área de referência (REF) (Tabela 2). Os teores de potássio nessa área foram superiores em 10 vezes quando comparados com a área de mudas (MDS) para profundidade de 0-10 cm e cerca de 7

vezes em relação a área de pastagem (PST). Dentre as áreas afetadas, valores de SB foram mais expressivos para área de mix (MIX), sendo considerados médios nas duas primeiras camadas (3,29 e 2,29 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, respectivamente) e baixo na profundidade mais inferior (1,77 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). Nota-se também que na área de referência há superioridade de acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}^{+3}$) em todas as profundidades analisadas, apesar destes valores serem considerados baixos (RIBEIRO et al, 1999).

Teores de Al^{+3} foi observado apenas na primeira camada da pastagem afetada pelo rejeito (PST), porém, em concentração muito baixa (0,03 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). A saturação por bases (V%) possui números mais expressivos, em todas profundidades, na área de mudas (MDS), considerados muito bons. Entretanto, as demais áreas apresentam valores acima de 50% em quase todas profundidades, entrando na classificação de solos eutróficos (Tabela 2).

Tabela 2 – Análise químicas das áreas de estudo.

| Áreas | pH | COT | P | K | Na | Ca ⁺² | Mg ⁺² | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | SB | t | T | V% | m |
|-------------------|------|--------------------|---------------------|--------|------|------------------------|------------------|------------------|----------------------------------|------|------|------|-------|-----|
| | | g Kg ⁻¹ | mg dm ⁻³ | | | cmo c dm ⁻³ | | | | | % | | | |
| 0 - 10 cm | | | | | | | | | | | | | | |
| PST | 6,13 | 6,27 | 3,73 | 51,67 | 9,05 | 0,99 | 0,25 | 0,03 | 1,5 | 1,41 | 1,45 | 2,91 | 48,67 | 3,1 |
| MDS | 7,04 | 2,92 | 8,5 | 37 | 2 | 1,61 | 0,18 | 0 | 0,4 | 1,9 | 1,9 | 2,3 | 80,23 | 0 |
| MIX | 6,56 | 8,04 | 15,63 | 90,33 | 1,71 | 2,6 | 0,46 | 0 | 1,27 | 3,29 | 3,29 | 4,56 | 72,17 | 0 |
| REF | 6,56 | 20,61 | 31,13 | 376 | 31,7 | 4,39 | 1,84 | 0 | 2,27 | 7,34 | 7,34 | 9,61 | 76,47 | 0 |
| 10 - 20 cm | | | | | | | | | | | | | | |
| PST | 6,32 | 4,96 | 6,33 | 39 | 9,05 | 0,97 | 0,2 | 0 | 1,17 | 1,31 | 1,31 | 2,48 | 54,1 | 0 |
| MDS | 7,37 | 1,99 | 7,37 | 23,67 | 0,67 | 1,45 | 0,13 | 0 | 0,17 | 1,64 | 1,64 | 1,81 | 90,47 | 0 |
| MIX | 6,49 | 7,33 | 14 | 79 | 3,71 | 2,32 | 0,37 | 0 | 1,23 | 2,9 | 2,9 | 4,14 | 70,57 | 0 |
| REF | 6,63 | 14,02 | 31,87 | 307,67 | 38,4 | 4,38 | 1,85 | 0 | 1,97 | 7,19 | 7,19 | 9,15 | 78,73 | 0 |
| 20 - 30 cm | | | | | | | | | | | | | | |
| PST | 6,76 | 2,49 | 4,4 | 28,33 | 6,38 | 1,09 | 0,12 | 0 | 0,7 | 1,31 | 1,31 | 2,01 | 67,43 | 0 |
| MDS | 7,36 | 0,97 | 5,57 | 17 | 0 | 0,92 | 0,08 | 0 | 0,17 | 1,04 | 1,04 | 1,21 | 88,23 | 0 |
| MIX | 6,63 | 3,20 | 5,57 | 48,33 | 2,38 | 1,48 | 0,16 | 0 | 0,67 | 1,77 | 1,77 | 2,44 | 72,75 | 0 |
| REF | 6,58 | 14,02 | 20,33 | 262,67 | 21 | 3,73 | 1,62 | 0 | 1,97 | 6,11 | 6,11 | 8,08 | 75,6 | 0 |

pH em H₂O; COT: Carbono orgânico total; P: teor de fósforo; K⁺: teor de potássio; Na⁺: teor de sódio; Ca⁺²: teor de cálcio; Mg⁺²: teor de magnésio; Al⁺³: teor de alumínio trocável; H⁺ + Al⁺³: acidez potencial; SB: soma de bases; t: CTC efetiva; T: CTC a pH 7,0; V: saturação por bases; m: saturação por Al⁺³. PST: área afetada com plantio de pastagem; MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito.

4.2 Conteúdo de carbono e nitrogênio orgânico, relação C/N e carbono lábil

Em todas as áreas de estudo, o C-MAM foi mais expressivo do que o C-MOP (Figura 8). Os dados médios mostram que as áreas afetadas pelo rejeito apresentam conteúdo de carbono nas frações MAM e MOP inferiores do que a área de referência (REF) para todas profundidades, exceto pelo conteúdo de C-MOP superior na área de mix na camada de 0-10 cm em, aproximadamente, 0,5 g/kg em comparação a área de referência (REF) (Figura 8). Esta última chega a apresentar valores até 10 vezes maiores de C-MAM para primeira camada estudada quando comparado com a área de mudas (MDS). Nota-se também que o conteúdo de carbono orgânico decresce em todas situações quando se compara a camada superficial com a mais profunda.

As mesmas observações no carbono, em geral, podem ser replicadas para as concentrações de nitrogênio nas frações. Em todas as profundidades e para todas áreas, o N-MAM apresentou valores superiores do que o N-MOP (Figura 8). A área de referência (REF) também obteve valores superiores de nitrogênio em todas situações avaliadas e a área de mudas (MDS) os menos expressivos, apresentando, 0,005 g/kg de N-MOP na profundidade de 20-30 cm. O decréscimo de nitrogênio também é observado quando comparado a primeira camada com a última.

As concentrações de nitrogênio em todas profundidades, áreas e para todas frações são inferiores do que as encontradas nas de carbono (Figura 8). Nota-se também que a área com o plantio de mudas apresentou os valores menos expressivos de nitrogênio e carbono nas frações e em todas profundidades estudadas.

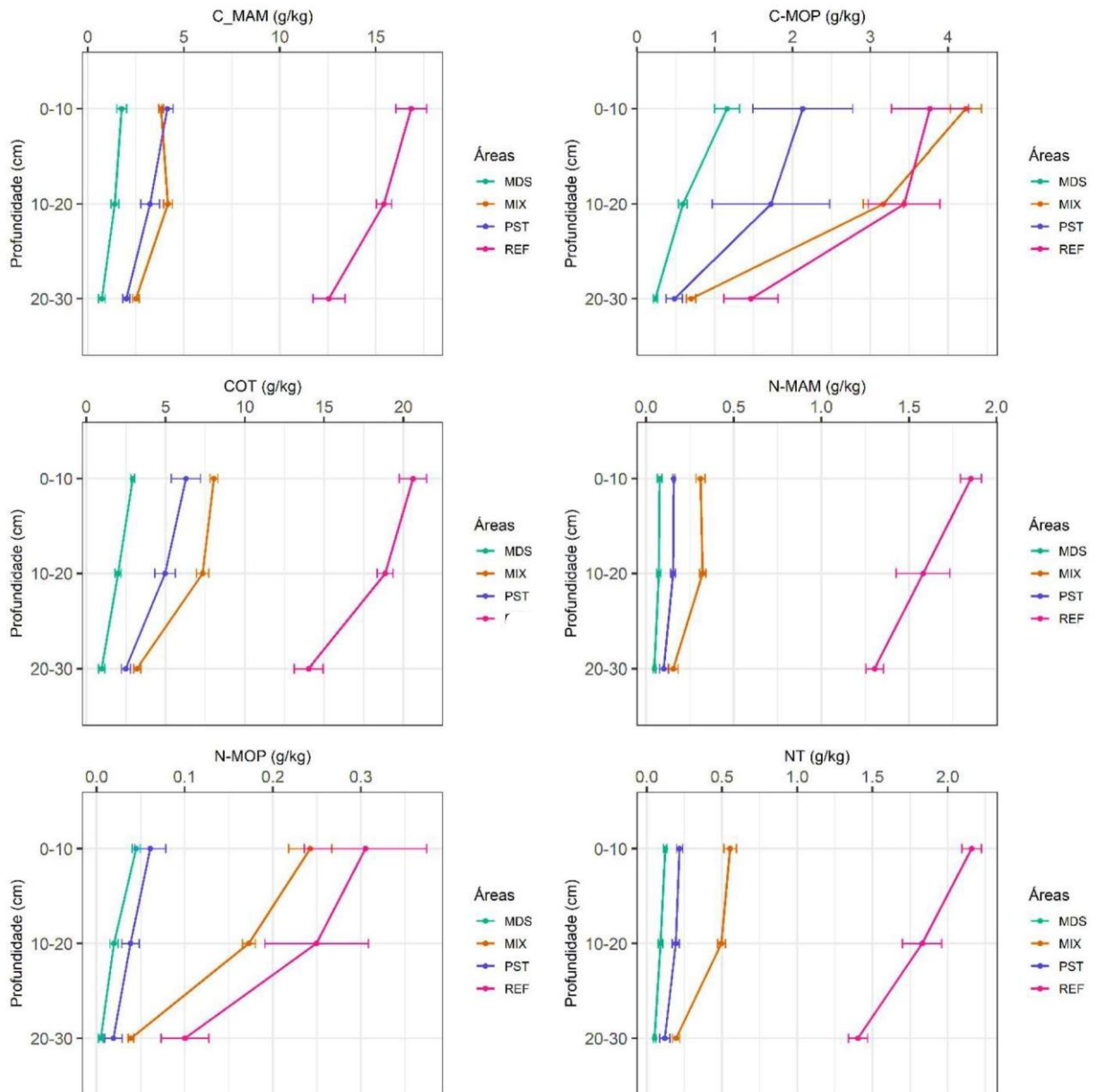


Figura 8 – Valores médios dos teores (g/kg) de carbono e nitrogênio nas frações e total em profundidade. * Barras horizontais representam o erro padrão. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito.

Observa-se que para os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio orgânico total (NT), ambos obtidos pela soma dos teores em suas frações e respectivas profundidades, novamente, os valores para a área de referência (REF) foram bem mais superiores para todas profundidades observadas (Figura 9), obtendo concentrações até 10 vezes maiores em comparativo com a área de mudas (MDS). Novamente, dentre as áreas afetadas, a de mix apresentou valores superiores

teores de NT e COT em todas profundidades, excetuando-se a de camada de 0-10 cm para C-MAM onde a pastagem foi superior em 0,323 g/kg.

Os valores de estoque de carbono e nitrogênio foram obtidos tanto para as frações quanto para os teores totais. Os resultados de estoque mostram similaridade quanto aos resultados obtidos com os teores de nitrogênio e carbono.

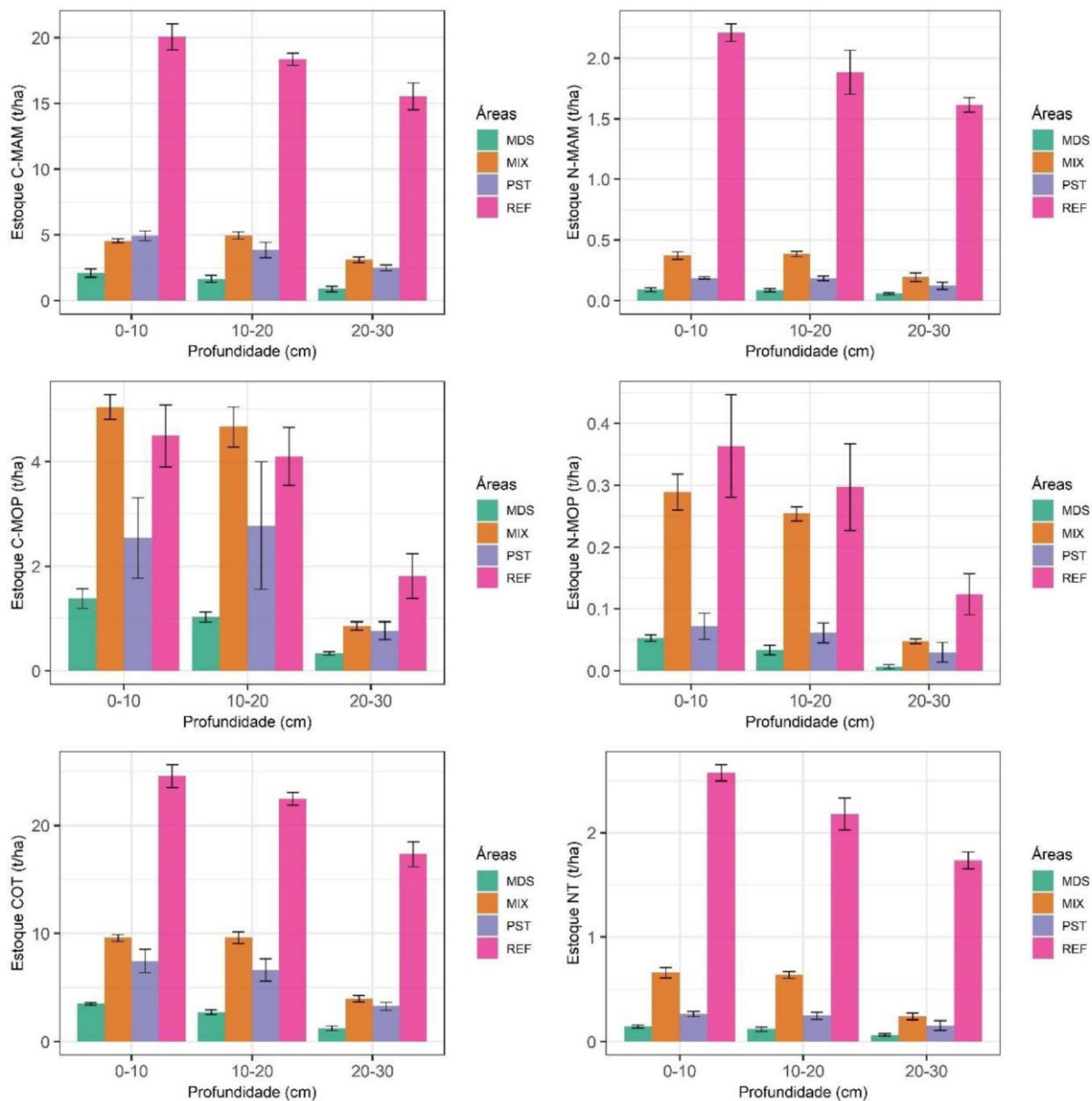


Figura 9 Valores médios de estoque (Mg/ha) de carbono e nitrogênio total e nas frações em profundidade. * Barras verticais representam o erro padrão. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito.

Nota-se que os valores das médias obtidas são superiores para os estoques da área de referência (REF), tanto pra nitrogênio e carbono total quanto para as frações, excetuando a área de mix na profundidade de 0 a 10 cm, que possui valor mais expressivo para os estoques de MOP (Figura 9). É possível observar que os estoques de nitrogênio e carbono diminuem da camada mais superficial para a mais profunda. Além disso, os estoques de carbono são sempre superiores do que os estoques de nitrogênio para todas frações, áreas e profundidades afetadas. Novamente, dentre as áreas afetadas, a de mix (MIX) proporcionou estoques superiores de carbono e nitrogênio tanto nas frações quanto total e a de mudas (MDS) os menos expressivos.

A relação C/N observada foi menor em todas as profundidades e frações para área de referência, seguido pela área de mix, mudas e pastagem. Nota-se que para área de pastagem e mudas, a relação C/N sofreu decréscimo em profundidade. O mesmo não ocorre para os outros dois ambientes, visto que na área de mix houve aumento da relação C/N em profundidade e na de referência houve um aumento da primeira para a segunda camada e decréscimo da segunda para a última.

O carbono lábil do solo (C-lábil) segue a mesma tendência dos demais atributos do solo. Observa-se valores superiores de C-lábil para a área de referência (REF) (Figura 10), seguido da área de mix (MIX), mudas (MDS) e pastagem (PST). Nesta última, o menor valor absoluto encontrado foi de 0,197 g/kg. Em todas situações, os teores de C-lábil diminuíram em profundidade, exceto na área de mudas nas duas últimas camadas, onde a mais inferior obteve maior teor (Figura 10).

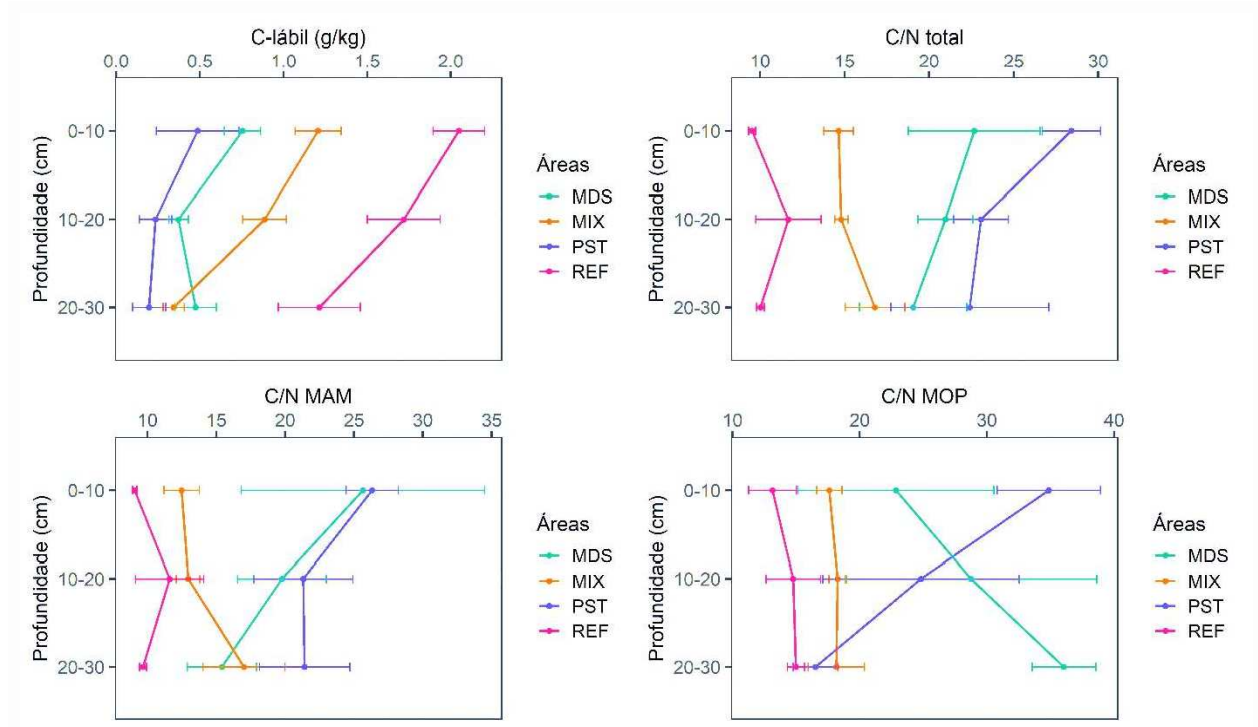


Figura 10. Teores de carbono lábil (g/kg) e relação C/N total e das frações em profundidade.

* Barras horizontais representam o erro padrão. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito.

4.3 Fluxo de CO₂ e atividade biológica

Os fluxos médios de CO₂, temperatura e umidade analisados encontram-se na tabela 4. Observa-se que os valores mais expressivos para média do fluxo de F-CO₂ foram na área de referência (REF) (12,1 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-2}$), seguido pela de mix (MIX) (9,7 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-2}$), mudas (MDS) (8,72 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-2}$) e pastagem (PST) (6,65 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-2}$).

A média dos valores de temperaturas mostram que a área de mudas (MDS) obteve superioridade de temperaturas (28,6°C), seguido pela área de pastagem (PST) (26,9 °C), referência (26,2°C) e mix (MIX) (26°C). A umidade das áreas foi a maior na área de pastagem (PST) (0,387m³/m³), seguido por referência (REF) (0,358 m³/m³), mudas (MDS) (0,321 m³/m³) e mix (MIX) (0,281 m³/m³).

Tabela 4- Estatística descritiva do F-CO₂, temperatura e umidade

| Área | F-CO ₂ (µmol m ⁻² s ⁻²) | | | |
|------------------|---|---------|-------------|------|
| | Média | Mediana | Max/Min | CV% |
| PST | 6,65 | 6,53 | 9,9/2,61 | 29,4 |
| MDS | 8,72 | 8,655 | 14,33/4,09 | 24 |
| MIX | 9,7 | 9,88 | 19,6/4,17 | 33,5 |
| REF | 12,1 | 12,28 | 21,06/5,25 | 23,9 |
| Temperatura (°C) | | | | |
| | Média | Mediana | Max/Min | CV% |
| | | | | |
| PST | 26,9 | 26,8 | 31,3/23,1 | 8,4 |
| MDS | 28,6 | 29 | 31,6/25,7 | 5,8 |
| MIX | 26 | 26,1 | 27,2/23,9 | 2,8 |
| REF | 26,2 | 25,7 | 29,8/23,4 | 7,9 |
| Umidade (mt/mt) | | | | |
| | Média | Mediana | Max/Min | CV% |
| | | | | |
| PST | 0,378 | 0,371 | 0,452/0,296 | 10,8 |
| MDS | 0,321 | 8,655 | 0,38/0,274 | 6,5 |
| MIX | 0,281 | 9,88 | 0,343/0,206 | 13,3 |
| REF | 0,358 | 12,28 | 0,416/0,282 | 10,1 |

MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito.

A atividade biológica da área foi estimada seguindo três parâmetros: coeficiente microbiano (qMic), coeficiente metabólico (qCO₂) e carbono da biomassa microbiana (CBM). É possível observar que o teor médio de CBM foi superior na área de referência (REF) (Figura 11), seguido pela área de mix (MIX), mudas (MDS) e pastagem (PST).

O qMic e o qCO₂ são índices que indicam respectivamente o quanto de carbono orgânico está sendo imobilizado na biomassa microbiana e a eficiência que a biomassa microbiana possui em utilizar carbono como energia. Observa-se valores superiores de qCO₂ (Figura 11) para REF, seguido pela área de mudas (MDS), mix (MIX) e referência (REF). O qMic possui superior valor para área de mix (MIX), seguido pela área de mudas (MDS) e menor valor para área de pastagem (PST).

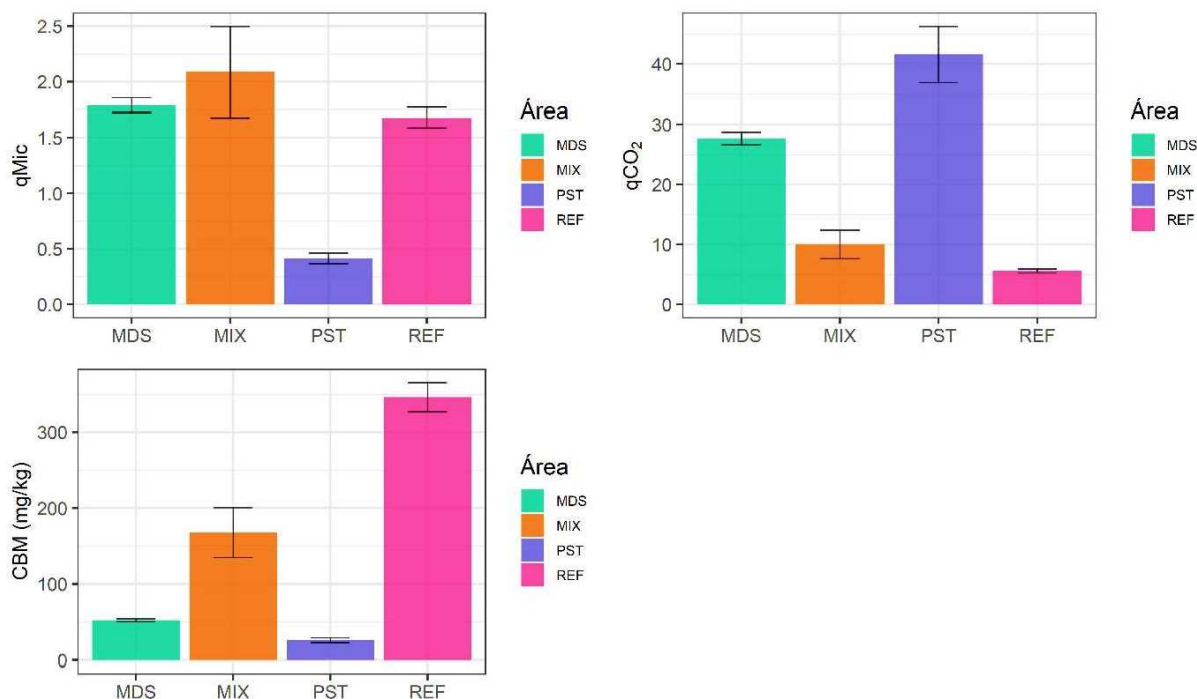


Figura 11. Gráfico dos teores médios de CBM (g/kg), qCO₂ e qMic. *Barras horizontais representam o erro padrão. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito (referência).

4.4 Análise de PCA e correlação de Pearson

Na primeira camada (0 -10 cm), a PCA (Figura 12) indica que os dois primeiros componentes principais contém 92,7% da variância total dos dados, sendo que o componente principal 1 (PC1) contém 86,8 % da variância total dos dados e o componente principal 2 (PC2) contém 5,9 % da variância total. As cargas das variáveis indicam que todas estão fortemente correlacionadas com a PC1. Observa-se a existência das 4 áreas separadas e a forte correlação positiva existente entre as propriedades orgânicas solo juntamente com argila e teores de macro e micronutrientes, visto que os vetores da PCA apontam para mesma direção (Figura 8). Nessa mesma camada, o qCO₂ e a relação C/N apresentou correlação fortemente negativa com o CBM e o qMic.

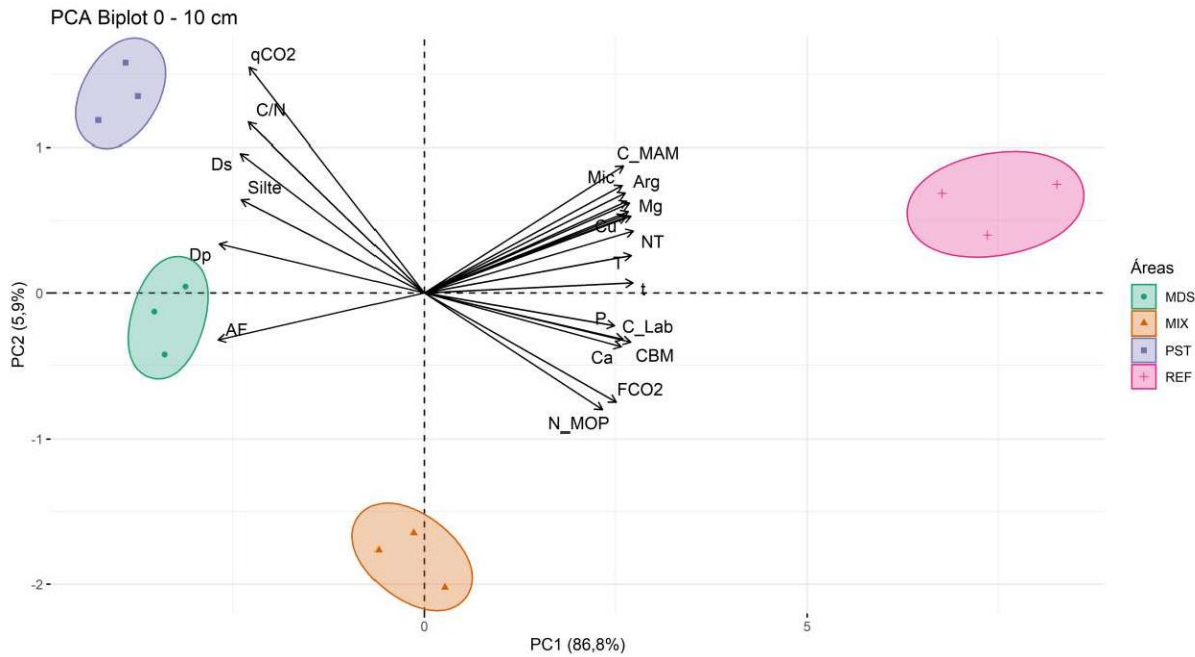


Figura 12 – Análise de componentes principais e correlação de Pearson realizadas após a exclusão e seleção dos atributos do solo com autovalor $\geq |0,8|$ na profundidade de 0 - 10 cm. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito (referência).

Para segunda camada (10–20 cm), a PCA (Figura 9) os resultados indicam que os dois primeiros componentes principais contém 83,3 % da variância total dos dados, sendo que o PC1 contém 72,7 % da variância total dos dados e o PC2 contém 10,6 % da variância total.

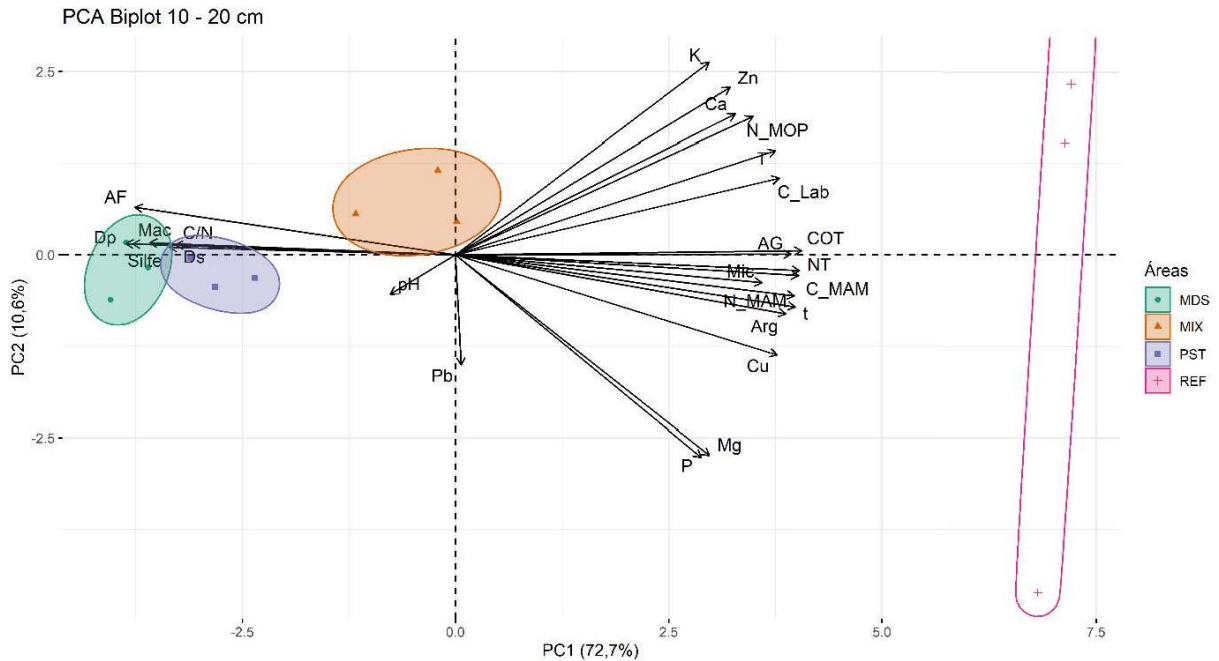


Figura 13 – Análise de componentes principais e correlação de Pearson realizadas após a exclusão e seleção dos atributos do solo com autovalor $\geq |0,8|$ na profundidade de 10 - 20 cm. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito (referência).

Novamente, observa-se separação das áreas (Figura 13), porém, com pequena sobreposição da área de mudas (MDS) com a área de pastagem (PST). Novamente, é possível observar que os vetores das variáveis orgânicas apontam para mesma direção, indicando forte correlação entre elas. Da mesma forma, relação C/N, Dp, Ds, silte, macroporosidade e areia fina apresentam forte correlação. As cargas das variáveis indicam que estão fortemente correlacionadas com a PC1, exceto pelo pH e Pb.

Por fim, a PCA da camada mais inferior (20-30 cm) (Figura 14), indica que os dois primeiros componentes principais contém 88,3 % da variância total dos dados, sendo que o PC1 contém 8,8 % da variância total dos dados e o PC2 contém 5,9 % da variância total. As cargas das variáveis indicam que estão fortemente correlacionadas com a PC1, exceto pelo pH e Ni, sendo esta última fortemente correlacionada com a PC2. É possível perceber também que há separação das áreas, porém, a área de mudas (MDS) sobrepõe a de pastagem (PST) e a de mix (MIX) sobrepõe a de mudas (MDS). Novamente, assim como as demais PCA's, as variáveis orgânicas possuem forte correlação entre si, juntamente com argila, macro e micronutrientes. Da mesma forma, Silte, Ds, Dp e areia fina apresentam forte correlação entre si.

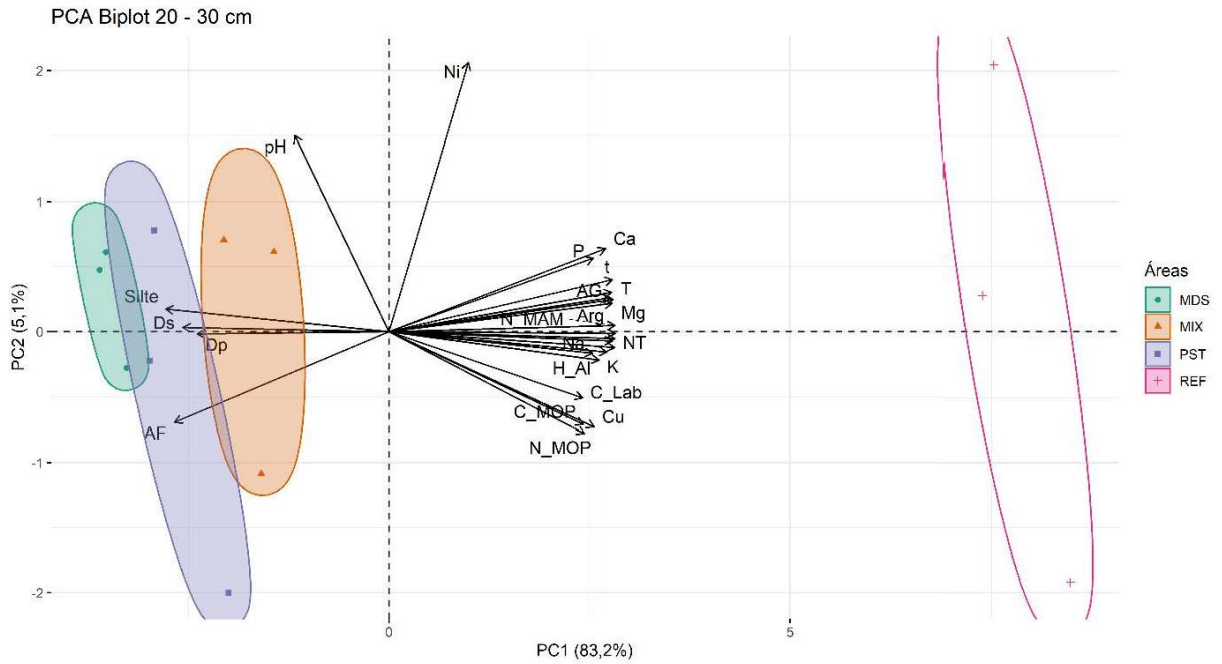


Figura 14 – Análise de componentes principais e correlação de Pearson realizadas após a exclusão e seleção dos atributos do solo com autovalor $\geq |0,8|$ na profundidade de 20 - 30 cm. MDS: área afetada com plantio de mudas; MIX: área afetada com plantio de mix de sementes; PST: área afetada com plantio de pastagem; REF: área de pastagem não atingida pelo rejeito (referência).

As tabelas 4, 5 e 6 mostram os componentes principais, autovalores, variabilidade explicada e acumulada para todas as camadas estudadas, utilizadas para as análises de componentes principais

Tabela 4 – Componentes principais, autovalores, variabilidade explicada e acumulada para a camada de 0-10 cm das variáveis selecionadas.

| Componentes Principais | PC1 | PC2 |
|-------------------------------|------------|------------|
| Autovalores | 20,8 | 1,4 |
| Variabilidade (%) | 86,8 | 5,9 |
| Cumulativo (%) | 86,8 | 92,7 |
| Autovetores | | |
| CBM | 0,974 | -0,122 |
| FCO2 | 0,906 | -0,271 |
| qCO2 | -0,823 | 0,559 |
| C-MAM | 0,940 | 0,315 |
| COT | 0,962 | 0,202 |
| C-lábil | 0,938 | -0,115 |
| N-MAM | 0,969 | 0,223 |
| N-MOP | 0,841 | -0,290 |
| NT | 0,987 | 0,154 |
| C/N | -0,827 | 0,423 |
| AF | -0,970 | -0,116 |
| Silte | -0,861 | 0,231 |
| Argila | 0,949 | 0,249 |
| Dp | -0,965 | 0,122 |
| Ds | -0,866 | 0,345 |
| Mic | 0,934 | 0,267 |
| P | 0,898 | -0,081 |
| K | 0,946 | 0,193 |
| Ca | 0,929 | -0,134 |
| Mg | 0,976 | 0,191 |
| t | 0,984 | 0,025 |
| T | 0,977 | 0,093 |
| Cu | 0,952 | 0,189 |
| Zn | 0,956 | 0,228 |

Tabela 5 – Componentes principais, autovalores, variabilidade explicada e acumulada para a camada de 10 – 20 cm das variáveis selecionadas

| Componentes Principais | PC1 | PC2 |
|-------------------------------|------------|------------|
| Autovalores | 18,2 | 2,7 |
| Variabilidade (%) | 72,7 | 10,6 |
| Cumulativo (%) | 72,7 | 83,3 |
| Autovetores | | |
| C-MAM | 0,983 | -0,069 |
| COT | 0,991 | 0,013 |
| C-lábil | 0,927 | 0,256 |
| N-MAM | 0,970 | -0,137 |
| N-MOP | 0,852 | 0,460 |
| NT | 0,985 | -0,053 |
| C/N | -0,802 | 0,033 |
| AG | 0,961 | 0,002 |
| AF | -0,918 | 0,159 |
| Silte | -0,924 | 0,036 |
| Argila | 0,946 | -0,198 |
| Dp | -0,944 | 0,037 |
| Ds | -0,819 | 0,025 |
| Mic | 0,878 | -0,093 |
| Mac | -0,876 | 0,040 |
| pH | -0,187 | -0,131 |
| P | 0,703 | -0,676 |
| K | 0,726 | 0,641 |
| Ca | 0,801 | 0,469 |
| Mg | 0,727 | -0,670 |
| t | 0,973 | -0,175 |
| T | 0,916 | 0,348 |
| Cu | 0,921 | -0,335 |
| Zn | 0,786 | 0,557 |
| Pb | 0,016 | -0,369 |

Tabela 6 – Componentes principais, autovalores, variabilidade explicada e acumulada para a camada de 20 – 30 cm das variáveis selecionadas.

| Componentes Principais | PC1 | PC2 |
|------------------------|--------|--------|
| Autovalores | 20,80 | 1,28 |
| Variabilidade (%) | 83,20 | 5,12 |
| Cumulativo (%) | 83,20 | 88,31 |
| Componentes Principais | PC1 | PC2 |
| Autovetores | | |
| C-MAM | 0,995 | 0,028 |
| C-MOP | 0,857 | -0,093 |
| COT | 0,995 | 0,016 |
| C-lábil | 0,860 | -0,242 |
| N-MAM | 0,996 | 0,013 |
| N-MOP | 0,863 | -0,161 |
| NT | 0,996 | 0,000 |
| AG | 0,980 | 0,052 |
| AF | -0,941 | -0,088 |
| Silte | -0,982 | 0,037 |
| Argila | 0,972 | 0,011 |
| Dp | -0,843 | 0,129 |
| Ds | -0,904 | 0,189 |
| pH | -0,433 | 0,109 |
| P | 0,899 | 0,148 |
| K | 0,963 | 0,020 |
| Na | 0,901 | 0,038 |
| Ca | 0,947 | 0,157 |
| Mg | 0,982 | 0,009 |
| H + Al | 0,930 | 0,120 |
| t | 0,980 | 0,093 |
| T | 0,985 | 0,102 |
| Cu | 0,912 | -0,103 |
| Zn | 0,987 | -0,005 |
| Ni | 0,339 | 0,822 |

5 Discussão

5.1 Propriedades químicas e físicas do solo das áreas

As práticas de manejo equilibradas são de extrema importância para a conservação e manutenção da qualidade do solo (SOUZA et al., 2017). Neste estudo foi possível validar o que foi observado no campo através dos resultados obtidos, onde as diferenças constatadas nos atributos relacionados à qualidade do solo variou entre as diferentes coberturas vegetais.

Nas áreas afetadas pelo rejeito, os valores altos e muito altos observados para pH podem ser justificados pelo elevado ponto de carga zero (PCZ) dos óxidos de ferro que constituem a composição mineralógica básica do rejeito. Em pesquisa nas áreas afetadas pela lama, Santos (2019) e Silva et al (2016) também encontraram valores elevados de pH. O maior valor encontrado na área de mudas (MDS) reflete o fato de ser essa área a que menos sofreu intervenções, visto que os insumos foram aplicados somente nas covas e, portanto, retrata a alcalinidade do rejeito. Nas demais áreas, à prática de calagem também contribuiu para o aumento do pH.

De maneira geral, em todas as áreas a soma de bases (SB) apresentou valores similares à CTC efetiva (t) em todas as profundidades estudadas. Isso ocorre devido à faixa na qual os valores de pH se encontram, diminuindo a presença de Al^{+3} trocável no solo. A SB e os teores de fósforo são bem superiores na área de REF do que nas demais. Apesar das áreas afetadas terem passado por processos de correção química e serem consideradas eutróficas ($V\% > 50\%$), a natureza pobre quimicamente do rejeito pode explicar o baixo teor de SB apresentado pelas áreas afetadas (SCHAEFER et al, 2016), principalmente em profundidade. Além disso a Tabela 1 indica a presença de maiores teores de argila na área de referência do que nas demais, o que, conforme Liang et al (2006) proporciona maior capacidade de retenção de cátions do que em áreas siltsosas e/ou arenosas, corroborando com os dados das PCA's, que apresentaram forte correlação positiva entre macro e micronutrientes e os teores de argila.

Em relação às características físicas das áreas, as áreas afetadas predominantemente apresentaram textura franca, o que reflete bem a granulometria do próprio rejeito, que é arenosa e siltosa, conforme encontrado por Silva et al (2016) e Cruz (2018) nos terraços fluviais do rio Carmo. Apenas a área de referência (REF) apresentou teores de argila elevados. De maneira geral, solos arenosos tem a tendência de apresentar menores capacidades produtivas do que em solos argilosos nas mesmas condições, apresentando maiores déficits de nutrientes e menor

capacidade de retenção hídrica (PEREIRA, 2021; DONAGEMMA et al, 2016). Para trabalhar em solos arenosos é indicado suprir de técnicas que aumentem o conteúdo de matéria orgânica e práticas que o tornem menos susceptível a erosão.

Na maior parte dos solos minerais, a densidade de partícula (D_p) varia de 2,6 a 2,7 g/cm³, evidenciando a presença do quartzo, no qual a massa específica equivale a 2,65 g/cm³ (Ferrerira 2019). Solos com altas concentrações de óxido de ferro aumentam a D_p do solo, devido a sua maior massa específica, como no caso a goethita e a hematita, apresentam massa específica mais elevada, com variações de 4,26 a 5,26 g/cm³ (SCHWERTMANN & TAYLOR, 1989).

A composição básica do rejeito oriundo do rompimento da barragem do Fundão é principalmente de hematita, goethita e quartzo (DAVILA et al., 2020; ALMEIDA et al., 2018; SILVA et al. 2016). Sendo assim, justifica-se as áreas afetadas pelo rejeito possuírem valores superiores de D_p do que a área de referência (REF). Em estudo realizado sobre estereis de minério de ferro, Silva et al (2006) encontraram valores de densidade de rejeito de 3,35 g/cm³, sendo que este material foi coletado no interior da barragem, sem revolvimento.

O mesmo raciocínio é válido para maiores valores de densidade do solo (D_s) encontrado nas áreas de rejeito. Altos valores de D_p implicam em maiores valores de massa por volume de solo, resultando em maiores valores de D_s . Todavia, a D_s relaciona-se com o sistema trifásico do solo, representando o arranjo das partículas (massa), definindo as características do sistema poroso (FERREIRA, 2019).

Como mencionado anteriormente, a densidade do Tecnosolo deve-se às características do rejeito. Reichert et al (2003) propuseram valores de densidades considerados limites críticos para crescimento de plantas para solos de textura argilosa (> 55 % de argila), média (20 a 55 % de argila) e arenosa (< 20% de argila), representados respectivamente pelas D_s de 1,45, 1,55 e 1,65 g/cm³. Porém, os mesmos destacam que as características do solo atuam de forma conjunta, tornando a definição de uma densidade específica para o crescimento de plantas complexa e muitas vezes não representativas quando analisadas isoladamente e em campo não teórico.

Nas duas primeiras camadas, observa-se que a densidade, conforme Reichert et al (2003) parece não ser um problema inicial para o desenvolvimento das raízes. Porém, na camada mais inferior (20-30 cm), a densidade dos solos aumentam, tornando-se um problema maior principalmente na área de MDS, visto que, as mudas quando adultas apresentarão dificuldades de crescimento

dado que suas raízes necessitam de maiores profundidades para seu estabelecimento e consequente sobrevivência.

5.2 Carbono e nitrogênio orgânico, relação C/N e carbono lábil

Os principais componentes da matéria orgânica do solo são o carbono e o nitrogênio, tendo seus estoques variando em função do aporte por resíduos animais e vegetais e das perdas decorrente da oxidação pelos microrganismos do solo e também pela erosão (SOUZA et al., 2009)

Conforme apresentado, a área de referência (REF) possui os maiores teores de carbono e nitrogênio do que as demais. Saldarriaga (2016) também encontrou valores de carbono orgânico total similares em área de pastagem bem manejada e produtiva situada no município de Visconde do Rio Branco - MG. Neste mesmo estudo, os valores de NT foram menores do que os encontrados na área de referência deste estudo.

Entretanto, os teores mais elevados de carbono e nitrogênio na área de referência (REF) já eram esperados. A incorporação, o acúmulo e a elevação dos teores desses elementos no solo demandam tempo (COSTA et al., 2008). Ademais, as áreas possuem menos de 7 anos de vegetação estabelecida desde o rompimento da barragem do Fundão, além do rejeito ser um material inerte e pobre em conteúdo orgânico (Schaefer et al., 2015).

Todavia, é importante mencionar que os baixos teores de argila e elevado conteúdo de areia e silte presentes no rejeito não contribuem para a retenção e consequente acúmulo de conteúdo orgânico no solo. A predominância dessas frações, além da baixa atividade dos minerais na fração argila, causam fragilidade estrutural ao solo (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011). Além disso, horizontes arenosos dificultam a proteção física da matéria orgânica pelo fato de formarem agregados menos estáveis (SILVA et al., 2014).

Os baixos valores encontrados na área de mudas (MDS) para carbono e nitrogênio tanto para os estoques quanto para os teores nas frações e total em todas profundidades estudadas deve-se ao aporte inicial de serrapilheira em áreas onde há plantio de mudas ser baixo. Conforme (BARBOSA & FARIA, 2006), florestas com três anos de plantio aportam em média menos da metade de serrapilheira quando comparados com florestas de 40 anos. Além disso, o controle de plantas invasoras entre as linhas de cultivo faz com que o solo da área fique exposto, diminuindo proteção física e aumentando os níveis de degradação de compostos orgânicos pela microbiota do solo.

Dentre as áreas afetadas pelo rejeito, a área de MIX foi a que apresentou valores superiores de carbono, possuindo, inclusive, estoque de C-MOP na camada de 0-10 cm superiores do que a de referência (REF). Provavelmente, isso ocorre pelo fato da MOP estar relacionada com a matéria orgânica menos humificada, justificando o maior teor em comparação a área de referência (REF), onde matéria orgânica está mais humificada. Além disso, há menos de 2 anos a área de MIX recebeu aplicações de esterco bovino, equino e húmus, podendo explicar os teores de carbono e nitrogênio observados em relação as demais áreas afetadas. Batista et al (2020), encontrou valores de COT de 7,94 g/kg e de NT 0,34 g/Kg em área similar, situada no terraço fluvial do rio Gualaxo do Norte e possuindo mix de plantas como cobertura vegetal, corroborando com os resultados encontrados neste estudo.

O uso de mix de plantas, principalmente envolvendo leguminosas e gramíneas possibilita a melhoria da qualidade química, física e biológica do solo (SILVA et al., 2021). Além disso, essa prática reduz a imobilização de nitrogênio pelos microrganismos do solo, promovendo aumentos nos teores de nutrientes, acúmulo de matéria seca, e maior eficiência no uso dos recursos hídricos e nutrientes, devido ao fato das raízes das diferentes espécies apresentarem características contrastantes (COLLIER et al., 2011).

No que tange a relação C/N, pode-se afirmar que este indicador é de extrema importância para avaliar os níveis de decomposição da matéria orgânica dos solos. Altos valores apontam para menores níveis de mineralização dos resíduos e por consequência diminui a ciclagem de nutrientes, permitindo manter os estoques de carbono por mais tempo. (FOLONI et al 2016; HOPPE et al., 2006).

Principalmente nas áreas afetadas que possuem pastagem e mudas, a relação C/N em profundidade e também nas frações são superiores. Isso deve-se principalmente aos baixíssimos teores de nitrogênio encontrado em ambas (Figura 5). Segundo relato do proprietário, as áreas, desde que fora realizado os respectivos plantios, não receberam mais nenhum tipo de correção química, o que em tese e juntamente com as características negativas já apresentadas do rejeito, justificam os teores encontrados do elemento.

5.3 Fluxo de CO₂ e atividade biológica

Os resultados apontam para grandes diferenças encontradas entre as áreas afetadas pelo rejeito de mineração e a área de referência em quase todos os fatores analisados. Ambos influenciam direta ou indiretamente a atividade biológica das áreas. Isso deve-se principalmente ao fato do

rejeito constituir um novo ambiente para os microrganismos, deficiente em matéria orgânica e nutrientes (BATISTA et al., 2020).

As emissões de CO₂ do solo provem de fatores físicos, químicos e biológicos, e podem variar intensamente devido às condições ambientais e manejo do solo nos locais de estudo (LA SCALA et al., 2009). Temperatura e umidade são fatores que influenciam diretamente o fluxo de CO₂ do solo (FCO₂) (EPRON et al., 2006; KANG et al., 2003). Conforme Panosso et al (2009), elevadas temperaturas do solo resultam em maiores emissões de CO₂ devido a maior mineralização de carbono. Todavia, neste estudo, variáveis como CBM e teores de carbono e nitrogênio pareceram influenciar mais o FCO₂.

Interessante ressaltar que, neste estudo, maiores valores para CBM resultaram em maiores emissões de CO₂, indicando a estreita relação existente entre os dois fatores, dados estes corroborados com o nível de correlação encontrado na PCA da camada mais superficial (Figura 8). Os valores superiores de FCO₂ e carbono da biomassa microbiana observados para a área de referência (REF) podem ser explicados pelo conteúdo orgânico do solo, atuando como fonte energética para os microrganismos (SCHIMEL & SCHAEFFER, 2012). Consequentemente, menores teores de COT e NT diminuem a disponibilidade de nutrientes e substratos orgânicos, implicando em limitações para o crescimento, desenvolvimento e atividade da comunidade microbiana do solo (OLIVEIRA SILVA et al., 2018).

O oposto é observado para as áreas que possuem baixo conteúdo orgânico, especialmente na área de pastagem e mudas, que apresentaram os menores valores tanto para FCO₂ quanto para CBM. Essas áreas também possuem menores teores de carbono lábil, o que implica também em menor porção da fração que é rapidamente mineralizadas pelos microrganismos (LAL, 2004), diminuindo o FCO₂.

Outro ponto importante de mencionar é que maiores valores de qCO₂ indicam que os microrganismos do solo estão sob estresse, consumindo mais energia na manutenção da comunidade microbiana e pouco em seu crescimento (CARNEIRO et al., 2008), de tal forma que, se o sistema não puder repor este consumo de carbono, a biomassa microbiana deve diminuir (ANDERSON & DOMSCH, 2010b). Por outro lado, menores valores de qCO₂ indicam uma população microbiana eficiente, promovendo a incorporação de carbono ao solo (THOMAZINI et al., 2015). Além disso, sistemas perturbados inquerem maiores consumos de carbono pela biomassa microbiana (THOMAZINI et al., 2015). Desse modo, é possível afirmar que as áreas afetadas pelo rejeito deste estudo estão sob maior estresse quando comparadas à

área de referência (REF), visto que apresentaram valores superiores de qCO_2 . Dentre as afetadas, evidencia-se maior estresse para área de pastagem (PST) e mudas (MDS). Couto et al (2021) e Silva et al., (2018) também encontraram maiores valores de qCO_2 e menores valores de CBM nas áreas afetadas pelo rejeito oriundo do rompimento da barragem do Fundão e Brumadinho-MG, respectivamente, quando comparadas com áreas de referência.

Além do qCO_2 , outro índice utilizado para inferências sobre a comunidade microbiana do solo é o $qMic$, que indica o quanto de carbono orgânico total do solo está sendo expresso pela comunidade microbiana, refletindo a ciclagem e a estabilização do carbono microbiano (ANDERSON & DOMSCH, 2010b). Valores de coeficiente microbiano $< 1\%$ indicam com confiança a diminuição de teores de carbono no solo (JOERGENSEN et al., 1994). Exceto pela área da pastagem afetada pelo rejeito ($qMic < 1\%$), todas as outras apresentaram valores mais expressivos de $qMic$ do que a área de referência (REF). Porém, mesmo em valores superiores, a conversão de substratos orgânicos em CBM é limitada em áreas afetadas devido às condições desfavoráveis do rejeito de mineração (BATISTA et al., 2020)

Essas reduções da biomassa microbiana e atividade biológica apresentadas nas áreas afetadas pelo rejeito prejudicam diretamente a contribuição desses microrganismos para o processo de restauração ecológica das áreas, diminuindo o armazenamento de carbono no solo, ciclagem de nutrientes e produção primária (OLIVEIRA SILVA et al., 2018). No entanto, conforme aponta (Couto et al., 2021), a sucessão primária das áreas afetadas tende a se estabelecer quando o aumento do aumento dos teores de carbono solúvel e nutrientes forem favoráveis. Ainda segundo o autor, o monitoramento das áreas afetadas é essencial para o acompanhamento da sucessão ecológica da comunidade microbiana.

5.4 Análise de Componentes Principais (PCA)

A análise de PCA mostra que a área de referência (REF) distanciou-se das demais, principalmente devido aos atributos orgânicos e químicos do solo. A área de mudas (MDS) e pastagem (PST) encontram-se relativamente próximas, indicando similaridade quanto aos atributos analisados, principalmente em D_s , D_p e silte. Essas constatações inferem que as características supracitadas são as que mais explicam e influenciam a separação das áreas.

Por outro lado, a área de MIX pode ser definida como uma região de transição entre áreas afetadas e não afetadas pelo rejeito nas camadas mais superiores (até 20 cm), visto que, não apresentou interseção de elipses com a pastagem (PST) e com a área de mudas (MDS). Além

disso, a área de MIX apresentou valores superiores em praticamente todos atributos avaliados quando comparados com as demais áreas atingidas pelo rejeito, indicando que encontra-se em um nível maior de recuperação

5 Conclusões

De forma geral os atributos químicos e físicos das áreas afetadas pelo rejeito foram inferiores em relação a área de REF. Isso também aplica-se aos valores encontrados para a atividade biológica, indicando que a microbiota das áreas afetadas estão em maior estresse e com população inferior a área de REF. Isso contribui para menor qualidade edáfica no desenvolvimento de plantas e conseqüente recuperação das áreas. Todavia, a área de MIX aponta para uma condição inicial de recuperação melhor do que as demais áreas afetadas, devido principalmente aos níveis superiores dos atributos analisados do solo

As áreas de PST e MDS, necessitam de maior aporte de conteúdo orgânico e nutrientes no solo para que possam, com o tempo, atingir condições que satisfaçam às demandas das plantas e microrganismos do solo. Além disso, as áreas afetadas necessitam de monitoramento constante quanto à qualidade química, física e biológica dos solos.

A PCA mostra claramente a separação entre a área de referência e as demais áreas afetadas, sendo que variáveis orgânicas e químicas explicam melhor a área de REF e as variáveis Ds, Dp e silte melhor MDS e PST.

Os métodos de recuperação aplicados nas áreas possuem influência direta na evolução dos Tecnosolos. O uso do sistema MIX foi o que apresentou melhores resultados relacionados a melhoria dos atributos relacionados com a qualidade do solo, quando comparado aos demais sistemas aplicados nas áreas em recuperação. Isso pode ser um indicativo de que as áreas afetadas pelo rejeito possuem capacidade de recuperação, visto que intervenções mais simples, como aplicação de esterco de animais nesta área, apresentou melhorias nas condições do solo.

O de sistema de plantio de mudas de espécies arbóreas nativas (MDS) foi o que apresentou os piores resultados, muito em função do fato da aplicação dos insumos ter sido realizado diretamente nas covas, o que deixou os demais setores da área apenas com o rejeito depositado.

Referências

- Aguiar, V. M. de C., Neto, J. A. B., Quaresma, V. da S., Bastos, A. C., & Athayde, J. P. M. de. (2020). Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: The collapse of the Fundão dam. *Journal of Environmental Management*, 272(May). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111086>
- Alberto Dias, C., Silvio Vieira da Costa, A., Ramalho Guedes, G., Jose de Matos Umbelino, G., Gomes de Sousa, L., Higino Alves, J., & Gabriele Macedo Silva, T. (2018). Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. *Revista Espinhaço*, 7(1), 21–35. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3952940>
- Almeida, C. A., de Oliveira, A. F., Pacheco, A. A., Lopes, R. P., Neves, A. A., & Lopes Ribeiro de Queiroz, M. E. (2018). Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin—Brazil. *Chemosphere*, 209, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. de M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728.
- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (2010a). Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), 2039 –2043. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.026>
- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (2010b). Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), 2039 –2043. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.026>
- Barbosa, J. H. C., & Faria, S. M. de. (2006). Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57(3), 461–476. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200657306>
- Batista, É. R., Carneiro, J. J., Araújo Pinto, F., dos Santos, J. V., & Carneiro, M. A. C. (2020). Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. *Science of the Total Environment*, 738, 139453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139453>

- Batjes, N. H. (1998). Mitigation of atmospheric CO₂ concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biology and Fertility of Soils*, 27(3), 230–235. <https://doi.org/10.1007/s003740050425>
- Buch, A. C., Niemeyer, J. C., Marques, E. D., & Silva-Filho, E. V. (2021). Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings. *Journal of Hazardous Materials*, 403(September 2020), 123852. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123852>
- Burritt, R. L., & Christ, K. L. (2018). Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. *Journal of Cleaner Production*, 178, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.042>
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1992). Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777–783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Carneiro, G. A., Gonçalves, J. A. C., & Carneiro, G. C. A. (2017). A Lama de Rejeitos de Mineração e os seus Efeitos sobre a Recarga dos Aquíferos Aluvionares do Rio Gualaxo do Norte após o Rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 06, 1275–1291.
- Carneiro, M. A. C., Siqueira, J. O., Moreira, F. M. de S., & Soares, A. L. L. (2008). Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 32(2), 621–632. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000200017>
- Carvalho, P. S. L. de, Silva, M. M. da, Rocio, M. A. R., & Moszkowicz, J. (2014). Biblioteca Digital BNDES - Minério de ferro. *Bndes Setorial* 39, 197–234. <http://www.bndes.gov.br/bibliotecadigital>
- Coimbra, K. T. O., Alcântara, E., & de Souza Filho, C. R. (2021). Satellite evidence for pervasive water eutrophication in the Doce River reservoirs following the collapse of the Fundao dam in Brazil. *Environmental Pollution*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116014>
- Collier, L. S., Kikuchi, F. Y., Benício, L. P. F., & de Sousa, S. A. (2011). Consórcio e sucessão de milho e feijão-de-porco como alternativa de cultivo sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuaria Tropical*, 41(3), 306–313. <https://doi.org/10.5216/pat.v41i3.8706>

- Costa, F. de S., Bayer, C., Zanatta, J. A., & Mielniczuk, J. (2008). Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 32(1), 323 –332. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000100030>
- Couto, F. R., Ferreira, A. de M., Pontes, P. P., & Marques, A. R. (2021). Physical, chemical and microbiological characterization of the soils contaminated by iron ore tailing mud after Fundão Dam disaster in Brazil. *Applied Soil Ecology*, 158(November 2020). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103811>
- Cruz, F. V. da S. (2018). Desempenho de sementes e plântulas de espécies arbóreas no rejeito oriundo do rompimento da Barragem de Fundão (Mariana, MG). <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUOS-B5PJKW>
- Culman, S. W., Snapp, S. S., Freeman, M. A., Schipanski, M. E., Beniston, J., Lal, R., Drinkwater, L. E., Franzluebbers, A. J., Glover, J. D., & Grandy, A. S. (2012). Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. *Soil Science Society of America Journal*, 76(2), 494-504.
- Davila, R. B., Fontes, M. P. F., Pacheco, A. A., & Ferreira, M. da S. (2020). Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. *Science of the Total Environment*, 709, 136151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136151>
- Dias-Júnior, H. E., Moreira, F. M. S., Siqueira, J. O., & Silva, R. (1998). Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 22, 631-640.
- Donagemma, G. K., de Freitas, P. L., Balieiro, F. de C., Fontana, A., Spera, S. T., Lumbreras, J. F., Viana, J. H. M., Filho, J. C. de A., dos Santos, F. C., de Albuquerque, M. R., Macedo, M. C. M., Teixeira, P. C., Amaral, A. J., Bortolon, E., & Bortolon, L. (2016). Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 51(9), 1003 –1020. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900001>
- Duarte, E. B., Neves, M. A., de Oliveira, F. B., Martins, M. E., de Oliveira, C. H. R., Burak, D. L., Orlando, M. T. D. A., & Rangel, C. V. G. T. (2021). Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern

- Brazil. *Chemosphere*, 262, 127879. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127879>
- Ellert, B. H., & Bettany, J. R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(4), 529–538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Epron, D., Bosc, A., Bonal, D., & Freycon, V. (2006). Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 22(5), 565–574. <https://doi.org/10.1017/S0266467406003415>
- Ferreira, Mozart. Caracterização física do solo. In: VAN LIER, Quirijin. Física do solo. 1. ed. Viçosa-MG: SBCS, 2016. cap. I, p. 1-28. ISBN 9788586504068.
- Foloni, J. S. S., Catuchi, T. A., Barbosa, A. D. M., Calonego, J. C., & Tiritan, C. S. (2016). Acúmulo de nutrientes e relação C/N em diferentes estádios fenológicos do milho submetido à adubação nitrogenada. *Revista Agro@Mambiente On-Line*, 10(1), 1. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v10i1.2798>
- Fontes, M. P. F. (1991). Estudo pedológico reduz impacto da mineração. *Revista Da Cetesb de Tecnologia Ambiente*, 58-61.
- Godinho, M. D. S., Pereira, R. O., Ribeiro, K. D. O., Schimidt, F., De Oliveira, A. E., & De Oliveira, S. B. (2008). Classificação de refrigerantes através de análise de imagens e análise de componentes principais (PCA). *Quimica Nova*, 31(6), 1485–1489. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000600039>
- Hoppe, J. M., Witschoreck, R., & Schumacher, M. V. (2006). Estimativa de biomassa em povoamento de *Platanus x acerifolia* (Aiton) Willd. estabelecido no município de Dom Feliciano, RS. *Ciência Florestal*, 16(4), 463–471. <https://doi.org/10.5902/198050981928>
- Islam, K. R., & Weil, R. R. (1998). Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biology and Fertility of Soils*, 27(4), 408–416. <https://doi.org/10.1007/s003740050451>
- Joergensen, R. G., Meyer, B., & Mueller, T. (1994). Time-course of the soil microbial biomass under wheat: A one year field study. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(8), 987–994. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90113-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90113-9)
- Kaiser, H. F. (1958). The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis.

- Psychometrika, 23(3), 187–200. <https://doi.org/10.1007/BF02289233>
- Kang, S., Doh, S., Lee, D., Lee, D., Jin, V. L., & Kimball, J. S. (2003). Topographic and climatic controls on soil respiration in six temperate mixed-hardwood forest slopes, Korea. *Global Change Biology*, 9(10), 1427–1437. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00668.x>
- Kitamura, A. E., Alves, M. C., Suzuki, L. G. A. S., & Paz Gonzalez, A. (2008). Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 32(1), 405–416. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000100038>
- La Scala, N., Panosso, A. R., Pereira, G. T., Gonzalez, A. P., & Miranda, J. G. V. (2009). Fractal dimension and anisotropy of soil CO₂ emission in an agricultural field during fallow. *International Agrophysics*, 23(4), 353–358.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J. O., Thies, J., Luizão, F. J., Petersen, J., & Neves, E. G. (2006). Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719–1730. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>
- Longo, Regina M, Ribeiro, A. Í., & Melo, W. J. De. (2010). Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita : biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. 132–138.
- Longo, Regina Márcia, Ribeiro, A. Í., & de Melo, W. J. (2011). Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. *Bragantia*, 70(1), 139–146. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000100020>
- Lopes, L. M. N. (2016). O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. *Sinapse Múltipla*, 5(1), 1.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F. N., Cirano, M., & Dias, J. M. (2016). Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1–2), 359–364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>

- Mineral, I., & De, T. (2021). IPM TOTAL IPM- Minério de ferro ipm- demais substâncias minerais Ouro Cobre. 1-17.
- Neves, A. C. de O., Nunes, F. P., de Carvalho, F. A., & Fernandes, G. W. (2016). Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza e Conservacao*, 14(1), 24-27. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>
- Oliveira Silva, A., da Costa, A. M., dos Santos Teixeira, A. F., Azarias Guimarães, A., Valentim dos Santos, J., & de Souza Moreira, F. M. (2018). Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. *Ecological Indicators*, 93(April), 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.073>
- Paniagua-López, M., Vela-Cano, M., Correa-Galeote, D., Martín-Peinado, F., Garzón, F. J. M., Pozo, C., González-López, J., & Aragón, M. S. (2021). Soil remediation approach and bacterial community structure in a long-term contaminated soil by a mining spill (Aznalcóllar, Spain). *Science of the Total Environment*, 777, 145128. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145128>
- Panosso, A. R., Eduardo, C., Ribeiro, R., Zanini, J. R., Pavani, L. C., Pereira, G. T., La, N., & Júnior, S. (2009). Variabilidade espacial da emissão de CO₂, da temperatura e umidade de um latossolo desprovido de vegetação sob diferentes lâminas de molhamento Spatial variability of CO₂ emission, temperature and moisture of a bare oxisol submitted to different wetti. 1017–1034.
- Pereira, K. S. A. Análise de solo e foliar dos sistemas de reflorestamento de áreas impactadas por rejeito de ferro. Orientado: Alessandro Coutinho 2021. 57 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Estadual do Norte de Ouro Preto, Campo dos Goytacazes - RJ, 2021.
- Prado, I. G. de O., da Silva, M. de C. S., Prado, D. G. de O., Kimmelmeier, K., Pedrosa, B. G., Silva, C. C. da, & Kasuya, M. C. M. (2019). Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 141(May), 84 –95. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>
- Reichert, J. M.; Reinert, D. J. & Braidá, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Ci. Amb.*, 27:29-48, 2003

- Reis, D. A. dos R. (2019). Contaminação química e microbiológica em águas e sedimentos da bacia do rio Gualaxo do Norte, sub-bacia do rio Doce, submetida a fatores de pressão antrópicas e ao rompimento da barragem de Fundão. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto - MG.
- RIBEIRO, Antonio Carlos et al. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5^o aproximação. 1. ed. Viçosa-MG: SBCS, 1999. 359 p.
- Rodrigues, A. S. de L. (2012). Caracterização da bacia do Rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil: Avaliação geoquímica ambiental e proposição de valores de background.
- Sabin, J. G., Ferrão, M. F., & Furtado, J. C. (2004). Análise multivariada aplicada na identificação de fármacos antidepressivos. Parte II: Análise por componentes principais (PCA) e o método de classificação SIMCA. *Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas*, 40(3), 387–396. <https://doi.org/10.1590/s1516-93322004000300015>
- Saldarriaga, F. Estoques de carbono orgânico total, carbono lábil e nitrogênio no solo em diferentes sistemas de uso da terra. Orientador: Rasmussen Garcia. 2016. 67 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.
- Santos, E. E. Diagnóstico e monitoramento dos tecnossolos de rejeito de mineração de ferro da barragem de fundão por meio de técnicas remotas e proximais de inspeção do solo. Orientador: Elpídio Inácio Fernandes Filho. 2019. 96 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.
- Schad, P. (2018). Technosols in the World Reference Base for Soil Resources—history and definitions. *Soil Science and Plant Nutrition*, 64(2), 138 –144. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1432973>
- Schaefer, C. E. G. R., Santos, E. E., Souza, C. M., Damato Neto, J., Fernandes Filho, E. I., & Delpupo, C. (2015). Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnossolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. *Arquivos Do Museu de História Natural e Jardim Botânico Da UFMG*, 24(1–2), 105–135. <https://seer.ufmg.br/index.php/mhnpj/article/view/11332/8524>
- Schaefer, C., Santos, E. E. dos, Fernandes Filho, E. I., & Assis, I. R. de. (2016). Paisagens de lama: Os Tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. *Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência*

Do Solo, 42(1).

- Schimel, J. P., & Schaeffer, S. M. (2012). Microbial control over carbon cycling in soil. *Frontiers in Microbiology*, 3(SEP), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00348>
- Schwertmann, U., & Taylor, R. M. (1989). Iron oxides. In *Minerals in Soil Environments* (Issue 1, pp. 379–438). <https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>
- Silva, A. C., Cavalcante, L. C. D., Fabris, J. D., Júnior, R. F., Barral, U. M., Farnezi, M. M. de M., Viana, A. J. S., Ardisson, J. D., Eugenio, L., Fernandez-Outon, Lara, L. R. S., Stumpf, H. O., Barbosa, J. B. S., & Silva, L. C. da. (2016). Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. *Revista Espinhaço*, 5(2), 44–53.
- Silva, A. O., Silva, A. P. V. da, Barbosa, M. V., Batista, É. R., Bastos, R. S., Santiago, F. L. A., Junior, M. de S. D., Paulino, H. B., Santos, J. V. dos, & Carneiro, M. A. C. (2021). DESCRIÇÃO DOS IMPACTOS. In N. M. de F. Vicente, C. F. Sperbe, & M. A. C. Carneiro (Eds.), *DIA D DO RIO DOCE: Um olhar científico sobre o maior desastre socioambiental do Brasil* (Editora UF, p. 246).
- Silva, A. S., da Silva, I. F., Bandeira, L. B., Dias, B. O., & da Silva Neto, L. F. (2014). Clay and organic matter and effects on aggregation in different soil uses | Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. *Ciencia Rural*, 44(10), 1783-1789.
- Silva, G. P., Fontes, M. P. F., da Costa, L. M., & de Barros, N. F. (2006). Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de Alegria, Mariana-Mg. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 36(1), 45-52.
- Silva, M. A., Nascente, A. S., Frasca, L. L. de M., Rezende, C. C., Ferreira, E. A. S., Filippi, M. C. C. de, Lanna, A. C., Ferreira, E. P. de B., & Lacerda, M. C. (2021). Plantas de cobertura isoladas e em mix para a melhoria da qualidade do solo e das culturas comerciais no Cerrado. *Research, Society and Development*, 10(12), e11101220008. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i12.20008>
- Souza, C., Pires, F., Partelli, F., & Assis, R. (2017). *Adubação verde e rotação de culturas*. Aprenda Fácil Editora.

- Thomazini, A., Mendonça, E. S., Souza, J. L., Cardoso, I. M., & Garbin, M. L. (2015). Impact of organic no-till vegetables systems on soil organic matter in the Atlantic Forest biome. *Scientia Horticulturae*, 182, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.12.002>
- Tonietto, Â., & Silva, J. J. M. C. (2011). Valoração de danos nos casos de mineração de ferro no Brasil. *Revista Brasileira de Criminalística*, 1(1), 31–38.
- United State Geological Survey, U. (2022). Mineral Commodity Summaries 2022. In US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/mcs2022>
- Vezzani, F. M., & Mielniczuk, J. (2011). Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 35(1), 213–223. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100020>
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29–38.
- Wanderley, L. J., Milanez, B., & Pinto, R. G. (2016). Wanderley_2016. *Ciência e Cultura*, 68(3), 30–35. http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252016000300011
- Weil, R. R., Islam, K. R., Stine, M. A., Gruver, J. B., & Samson-Liebig, S. E. (2003). Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18(1), 3–17.
- Yeomans, J. C., & Bremner, J. M. (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19(13), 1467–1476.
- Zago, V. C. P., das Dores, N. C., & Watts, B. A. (2019). Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Pollution*, 249, 1029–1037. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.060>

APÊNDICE

APÊNDICE A – Instalação e posicionamento da câmara para leitura do FCO_2 e medições de temperatura e umidade.



ANEXOS

ANEXO A – Espécies utilizadas no MIX de sementes.

| Família | Espécie | Nome popular | Hábito | Ciclo de vida | Estação | Kg/ha |
|------------------------|------------------------------|----------------------|--------|---------------|---------|------------|
| Fabaceae (Leguminosae) | <i>Crotalaria spp</i> | Chocalho de cascavel | H | An | V/I | 30 |
| | <i>Cajanus cajan</i> | Guandu | A | An | V | 35 |
| | <i>Pueraria phaseoloides</i> | Pueraria | L | P | V | 25 |
| | <i>Glycine wightii</i> | Soja-perene | L | P | V | 10 |
| | <i>Stylosanthes spp.</i> | Estilosante | H | P | V | 25 |
| | <i>Lupinus albus</i> | Tremoço branco | H | An | I | 30 |
| | <i>Vicia sativa</i> | Ervilhaca | L | An | I | 25 |
| | <i>Desmodium spp.</i> | Pega-pega | H | P | V | 10 |
| | <i>Trifolium repens</i> | Trevo-branco | H | An ou Bi | I | 10 |
| | <i>Lotus corniculatus</i> | Cornichão | H | P | I | 10 |
| | <i>Vigna unguiculata</i> | Feijão-miúdo | H | An | V | 15 |
| Poaceae (Gramineae) | <i>Sorghum bicolor</i> | Sorgo-forrageiro | H | An | V | 20 |
| | <i>Avena strigosa</i> | Aveia-preta | H | An | I | 35 |
| | <i>Cynodon dactylon</i> | Capim-vaqueiro | H | P | V | 5 |
| | <i>Lolium multiflorum</i> | Azevém | H | An | I | 15 |
| TOTAL (Kg/ha) | | | | | | 300 |