CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA DE PRODUTOS E PROCESSOS

MARIANA DE AGUILAR SANTOS

AVALIAÇÃO DE ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE NICHOS CONSTRUÍDOS UTILIZANDO REJEITO DE MINÉRIO FERRO: uma alternativa para revitalização de áreas degradadas

BELO HORIZONTE
2022

MARIANA DE AGUILAR SANTOS

AVALIAÇÃO DE ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE NICHOS CONSTRUÍDOS UTILIZANDO REJEITO DE MINÉRIO FERRO: uma alternativa para revitalização de áreas degradadas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia de Produtos e Processos.

Orientadora: Profa. Andréa Rodrigues M. Guimarães
Co-orientadora (s): Profa. Angela de Mello Ferreira
Profa. Fernanda Badotti

BELO HORIZONTE

2022

Santos, Mariana de Aguilar.
S237a Avaliação de atributos químicos e biológicos de nichos construídos utilizando rejeito de minério ferro : uma alternativa para revitalização de áreas degradadas / Mariana de Aguilar Santos. – 2022.
85 f. : il.
Orientadora: Andréa Rodrigues Marques Guimarães.
Coorientadora: Angela de Mello Ferreira.
Coorientadora: Fernanda Badotti.
Dissertação (mestrado) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, Belo Horizonte, 2022.
Bibliografia.
1. Nicho (Ecologia). 2. Rejeitos de mineração. 3. Argila. 4. Bentonita. 5. Mineração - Revitalização. I. Guimarães, Andréa Rodrigues Marques. II. Ferreira, Angela de Mello. III. Badotti, Fernanda. IV. Título.
CDD: 622.1

Ficha elaborada pela Biblioteca - *campus* Nova Suíça - CEFET-MG
Bibliotecária: Rosiane Maria Oliveira Gonçalves - CRB6-2660

MARIANA DE AGUILAR SANTOS

AVALIAÇÃO DE ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE NICHOS CONSTRUÍDOS UTILIZANDO REJEITO DE MINÉRIO FERRO: uma alternativa para revitalização de áreas degradadas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia de Produtos e Processos.

Belo Horizonte, 25 de agosto de 2022.

Aprovada pela Banca Examinadora:

Profª. Drª. Andréa Rodrigues Marques (Orientadora)

Profª. Drª. Ângela de Melo Ferreira (Coorientadora)

Profª. Drª. Fernanda Badotti (Coorientadora)

Profª. Drª. Fabiana da Conceição Pereira Tiago

Profª. Drª. Patrícia Sueli de Resende

Profª. Drª. Valéria Cristina Palmeira Zago

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que nos momentos que senti só, me mostrou que estava presente, me acolhendo, que fortaleceu minha fé nos momentos de angústia, que me mostrou seu infinito amor por mim quando eu mais precisei e que me mostrou que nele posso todas as coisas, pois é ele quem me fortalece. A ti Senhor Jesus, somente a ti dedico tudo que tenho tudo que sou inclusive este trabalho, a minha profissão, tudo que tenho pertence a ti.

Aos meus pais que me acompanharam ao longo dessa jornada, aos demais familiares e amigos, em especial minhas amigas Mayara, Aline, Débora, Ubiana, Daliane e Vivi, pelo apoio e incentivo de sempre, a minha sobrinha de coração Cecília que me acompanhou durante às aulas online devido a pandemia do Coronavírus, aos irmãos em Cristo Gil e Admilson pelo apoio nas coletas de alguns materiais.

A professora e orientadora Dra. Andréa, agradeço o incentivo, dedicação, confiança, franqueza e seriedade em contribuir para formação profissional e aprendizado dos seus discentes, obrigada. As co-orientadoras Dra. Angela de Mello Ferreira e Dra. Fernanda Badotti pela oportunidade de realização deste trabalho e pelos ensinamentos, obrigada.

Aos funcionários da manutenção, serviços gerais e segurança do Cefet-MG *campus* I, por me ajudarem e socorrerem nos momentos de dificuldades nos laboratórios da instituição, obrigada por tudo.

Ao Cefet-MG pela bolsa concedida e PPGTPP pelo programa de mestrado.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho, meu sincero agradecimento.

RESUMO

A indústria de extração de minério de ferro é um dos setores mais importantes para a economia brasileira, especialmente na região do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. A exploração dos recursos minerais implica em alterações do meio socioambiental do território minerador, ocasionando um impacto ambiental nos ecossistemas de Campo Rupestre, como a disposição do rejeito em barragens. O uso de Nicho Construído constitui uma técnica recentemente apresentada, que tem como constituintes o rejeito de minério de ferro, *topsoil* (camada superficial do solo) e aglomerante. A aplicação da técnica do Nicho Construído visa mimetizar nichos ecológicos pré-existentes nas áreas degradadas pela atividade de mineração, com a vantagem de manter componentes bióticos do local de interesse. Neste contexto, este trabalho teve como finalidade, confeccionar e avaliar os efeitos de diferentes componentes do Nicho Construído nas características mecânicas, físico-químicas e biológicas do material. Para tanto, caracterizou-se o *topsoil* de uma área não degradada de Campo Rupestre quanto à composição química e mineralógica e à fertilidade; avaliou os efeitos dos novos constituintes do Nicho Construído (como argila bentonita e biocompósito de micélio fúngico) na sua propriedade mecânica e atributos biológicos, tais como: carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB) e quociente metabólico (qCO_2). E ainda, observou-se a presença de organismos fotobiontes durante o período de incubação 7 e 180 dias. Os Nichos Construídos foram confeccionados somando-se diferentes proporções de *topsoil* do Campo Rupestre da Serra da Piedade, rejeito de minério de ferro, cimento, argila bentonita e biocompósito de micélio fúngico. As análises de Difração de raios X e Fluorescência de raio X do *topsoil* identificaram minerais como a hematita, quartzo e goetita e altas proporções de óxido de ferro e dióxido de silício. As análises químicas de fertilidade do *topsoil* apresentaram baixa concentração de nutrientes, dentre eles o Ca, K, P, soma de bases e capacidade de troca de cátions. Observou-se um baixo teor de matéria orgânica, carbono, nitrogênio e pH ligeiramente ácido. Essas características são típicas de *topsoil* de Campo Rupestre ferruginoso. Os novos aglomerantes utilizados na confecção dos Nichos Construídos não conferiram resistência ao material, sendo necessário testar novas proporções destes em estudos futuros. Apenas o cimento conferiu resistência ao Nicho Construído, por ser um bom ligante, promovendo a coesão das partículas constituintes do módulo (*topsoil*+rejeito). Com relação ao CBM, não houve diferença significativa entre os controles e os tipos de nichos em cada tempo de incubação, com exceção do nicho contendo o biocompósito fúngico, que apresentou valores altos de CBM. Os resultados da RB foram baixos para os controles e no *topsoil*+rejeito, com exceção do nicho com biocompósito fúngico. O crescimento de organismos fotobiontes como, gametófitos de briófitas, protalos de pteridófitas, plântulas de angiospermas e algas, foram observados no *topsoil* e *topsoi*l+rejeito. Fungos foram observados nos nichos contendo cimento, argila e biocompósito, ao longo do período de incubação. No tempo de 180 dias observou-se o desenvolvimento de angiosperma na superfície do nicho contendo o biocompósito fúngico. As análises de fertilidade, dos atributos biológicos e o crescimento de fotobiontes indicaram que os Nichos Construídos utilizando cimento e argila não apresentam característica que indicam bioreceptividade, contudo, o que utiliza biocompósito fúngico pode atuar como estimuladores do desenvolvimento de vida e, portanto, ser uma ferramenta significativa na recuperação de áreas impactadas.

Palavras-chave: Nicho Construído, rejeito, argila bentonita e biocompósito fúngico.

ABSTRACT

The iron ore extraction industry is one of the most important sectors for the Brazilian economy, especially in the *Quadrilátero Ferrífero* region in Minas Gerais. The exploitation of mineral resources implies changes in the socio-environmental environment of the mining territory, causing an environmental impact on the ecosystems of Campo Rupestre, such as the disposal of tailings in dams. The use of Construction Niche is a recently presented technique, which has as its constituent iron ore tailings, topsoil (surface layer of the soil) and binder. The application of the Construction Niche technique aims to mimic pre-existing ecological niches in areas degraded by mining activities, with the advantage of maintaining biotic components of the place of interest. In this context, this work aimed to prepare and evaluate the effects of different components of the Constructed Niche on the mechanical, physical-chemical and biological characteristics of the material. For this, the topsoil of a non-degraded area of *Campo Rupestre* was characterized in terms of chemical and mineralogical composition, and fertility; to evaluate the effects of new Construction Niche constituents (such as bentonite clay and fungal mycelium biocomposite) on its mechanical properties and biological attributes, such as: microbial biomass carbon (MBC), basal respiration (BR) and metabolic quotient (qCO_2). Furthermore, the presence of photobiont organisms was observed during the incubation period of 7 and 180 days. The Construction Niche were made by adding different proportions of topsoil from the Serra da Piedade *Campo Rupestre*, iron ore tailings, cement, bentonite clay and fungal mycelium biocomposite. X-Ray Diffraction and X-Ray Fluorescence analyses of topsoil identified minerals such as hematite, quartz and goethite and high proportions of iron oxide and silicon dioxide. Chemical analyzes of topsoil fertility showed low concentration of nutrients, including Ca, K, P, sum of bases and cation exchange capacity. A low content of organic matter, organic carbon, nitrogen and the slightly acidic pH. These characteristics are typical of ferruginous *Campo Rupestre* topsoil. The new binders used in the confection of the Construction Niches did not confer resistance to test new of these in future studies. Only cement conferred resistance to the Construction Niche, as it is a good binder, promoting the cohesion of the constituent particles of the module (topsoil+tailings). Regarding the MBC, there was no significant difference between the controls and the types of niches at each incubation time, with the exception of the niche containing the fungal biocomposite, which showed high values of MBC. The BR results were low for the controls and in the topsoil+tailings, with the exception of the niche with fungal biocomposite. The growth of photobiont organisms such as gametophytes of bryophytes, prothallus of pteridophytes, seedlings of angiosperm and algae, were observed in topsoil and topsoil+tailings. Fungi were observed in niches containing cement, clay and biocomposite throughout the incubation period. At 180 days, angiosperm development was observed on the surface of the Construction Niche containing the biocomposite. The analysis of fertility, biological attributes and the growth of photobionts indicated that Niches Built using cement and clay do not present characteristics that indicate bioreceptivity, however, what uses fungal biocomposite can act as stimulators of life development and, therefore, be a significant tool in the recovery of impacted areas.

Keywords: Construction Niche, tailings, bentonite clay and biocomposite.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

BC - Biocompósito

BDA - Batata Dextrose Ágar

BMS - Biomassa Microbiana do Solo

CBM – Carbono da Biomassa Microbiana

CO – Carbono Orgânico

COT – Carbono Orgânico Total

CR - Campo Rupestre

CTC – Capacidade de Troca de Cátions

DRX - Difração de Raios X

DS – Desenvolvimento Sustentável

FRX - Fluorescência de Raios X

NBM – Nitrogênio da Biomassa Microbiana

NBR – Normas Brasileiras Regulamentadoras

NC – Nicho Construído

qCO_2 – Quociente Metabólico

QF – Quadrilátero Ferrífero

R - Rejeito

RB – Respiração Basal

SB – Soma das Bases

SPE - Substâncias Poliméricas Extracelulares

T – *Topsoil*

TR – *Topsoil* e rejeito

TRC – *Topsoil*, rejeito e cimento

TRA – *Topsoil*, rejeito e argila

TRBC – *Topsoil*, rejeito e biocompósito

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema que representa a diferença entre Habitats Artificiais e Nichos Construídos.....26
Figura 2: Material biocompósito, resultante do crescimento de micélio fúngico cultivado em resíduo de videira.....32
Figura 3: Fluxograma da parte experimental dividido, em três fases: fase 1 – coleta, caracterização e construção dos nichos; fase 2 – análises experimentais; fase 3 – análises estatísticas.....33
Figura 4: Área de campo da coleta (A). Demarcação detalhada da área de coleta do *topsoil*, representado pelo quadrado amarelo pontilhado, a numeração representa os três transectos e os pontos alaranjados as localizações da retirada das amostras em cada transecto (B). 34
Figura 5: Fluxograma das análises químicas e biológicas.....38
Figura 6: Difratogramas das amostras de *topsoil* da Serra da Piedade.....44
Figura 7: Processo de fabricação do biocompósito. Fungo *Ganoderma lucidum* (A); Crescimento dos fungos no substrato (fibra de bagaço de cana + o inóculo de grão de trigo com gesso agrícola) no período de 10 dias de incubação (B); Biocompósito seco em estufa a 60°C (C); Biocompósito moído (D).....50
Figura 8: Nichos após o processo de cura. Nicho TRC (A); Nicho TRA (B); Nicho TRBC (C).....51
Figura 9: Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) dos controles e tipos de nichos. T, *topsoil* (Controle); R, rejeito (Controle); TR, *topsoil* e rejeito; TRC, *topsoil*, rejeito e cimento; TRA, *topsoil*, rejeito e argila; TRBC, *topsoil*, rejeito e biocompósito. Incubação 7 dias (A); Incubação 180 dias (B).....52
Figura 10: Respiração Basal (RB) dos controles e tipos de nichos. T, *topsoil* (Controle); R, rejeito (Controle); TR, *topsoil* e rejeito; TRC, *topsoil*, rejeito e cimento; TRA, *topsoil*, rejeito e argila; TRBC, *topsoil*, rejeito e biocompósito. Incubação 7 dias (A); Incubação 180 dias (B).....53
Figura 11: Crescimento de organismos no *topsoil* e no nicho TR. Protalos de pteridófitas (A), esporófito jovem de pteridófita, 60 dias de incubação (B), dicotiledônea, 120 dias de incubação (C) e angiosperma da família Melastomataceae, 120 dias de incubação (D).....55
Figura 12: Briófitas pertencentes as famílias, Bryaceae (A); Leucobryaceae (B); Polytriaceae, 120 dias de incubação, no *topsoil* e no nicho TR.....55

Figura 13: Microscopia óptica de algas verdes, família Trentepohliaceae, nos tratamentos *topsoil* e no nicho TR, 120 dias de incubação. (A) *Trentepohlia* sp. (B) filamentos vegetativos de *Trentepohlia* sp. (barra da escala 0,05 mm = 50 µm) 56
Figura 14: Crescimento de fotobiontes no nicho TRBC, tempo de incubação 120 dias (A); tempo de incubação 180 dias (B).....57

LISTA DE QUADRO E TABELAS

Quadro 1: Composições adotadas para confecção dos controles e dos tipos de nichos..... 37
Tabela 1: Composições química e mineralógica dos constituintes do Nicho Construído.....42
Tabela 2: Caracterização química das amostras de *topsoil* da Serra da Piedade, rejeito e dos tipos dos Nichos Construídos.....47

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 10
2. OBJETIVO 14
2.1. Objetivo Geral 14
2.2. Objetivos Específicos 14
3. REFERENCIAL TEÓRICO 15
3.1. Importância econômica e histórico do minério de ferro 17
3.2. O Campo Rupestre (CR) e a importância da conservação do seu ecossistema de canga 17
3.3. Rejeitos da mineração e os riscos da sua disposição em barragens 18
3.4. Alternativas de aplicação do rejeito de minério de ferro 21
3.5. Restauração de áreas degradadas pela mineração 22
3.6. Nicho construído com uma promissora ferramenta de restauração ambiental 25
3.7. Atributos biológicos indicadores de qualidade do *topsoil* 28
3.7.1. Carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB) e quociente metabólico (qCO_2) 28
3.8. Materiais usados como aglomerantes em compósitos.....30
3.8.1. Argila Bentonita Sódica 30
3.8.2. Biocompósito de hifas fúngicas 31
4. MATERIAIS E MÉTODOS 32
4.1. Coleta dos materiais e constituintes dos NCs.....33
4.2. Caracterização do *topsoil* de Campo Rupestre 34
4.2.1. Caracterização química mineralógica 35
4.2.2. Análise de fertilidade 35
4.3. Confecção do biocompósito fúngico do NC.....35
4.4. Confecção dos Nichos Construídos 36
4.5. Incubação dos NCs em condições laboratoriais.....37
4.6. Avaliação dos efeitos dos materiais constituintes do NC e do tempo de incubação 37
4.6.1. Na resistência mecânica à compressão 38
4.6.2. No Carbono da biomassa microbina (CBM) 38
4.6.3. Na respiração basal (RB) e no quociente metabólico (qCO_2) 39
4.6.4. Observação do desenvolvimento de organismos fotobiontes 40

4.6.5. Análise de fertilidade 40
4.7. Análises estatísticas 41
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 42
5.1. Caracterização do *topsoil*, rejeito de minério de ferro e aglomerantes 42
5.2. Determinação da fertilidade do *topsoil* e dos tipos de NCs.....45
5.3. Caracterização e resistência dos nichos 47
5.4. Determinação dos atributos biológicos indicadores de qualidade do *topsoil*, rejeito e dos NCs 52
5.5. Avaliação do crescimento de seres fotobiontes 54
6. CONCLUSÃO 58
Perspectivas Futuras.....58
7. REFERÊNCIAS 59

1. INTRODUÇÃO

O minério de ferro é um dos mais importantes bens minerais para o desenvolvimento industrial da nação, sendo matéria-prima essencial para produção de aço. Este material é utilizado em diversos produtos do nosso cotidiano, com aplicações na engenharia civil, na indústria de transportes e automobilística, na produção de aparelhos eletroeletrônicos e em vários outros setores de produção (IBRAM, 2016). Os minérios de ferro (Fe) ocorrem na forma de magnetita (Fe_3O_4), hematita (Fe_2O_3), goetita (FeO (OH)), limonita (FeO (OH). (H_2O)) ou siderita ($FeCO_3$) (Filippov *et al*., 2014).

A China é o maior produtor mundial de aço, com aproximadamente metade de todo o aço bruto produzido (51%) (USGS, 2017), enquanto o Brasil ocupa a 10ª posição na produção mundial (Caxito e Dias, 2017). A atividade minerária brasileira é significativa para a economia e o desenvolvimento industrial do país (Pontes *et al*., 2015; Bezerra, 2019). A indústria extrativa mineral também tem participação fundamental no Produto Interno Bruto (PIB) e representa 1,4% de todo o PIB Brasil (IBRAM, 2019). Em 2020, o Brasil exportou 371 milhões de toneladas de bens minerais e gerou 37 bilhões de dólares, e representou 17% das exportações totais do país. O minério de ferro esteve dentre os bens minerais mais exportados (66%) (IBRAM, 2020).

A região do Quadrilátero Ferrífero (QF) de Minas Gerais (MG) é uma das principais produtoras de minério de ferro no país (Caxito e Dias, 2017). O setor de extração de minério de ferro é o que mais dinamiza a economia do estado MG, especialmente pela exportação e massa salarial, demonstrando a importância do setor (IBRAM, 2016; Caxito e Dias, 2017). No entanto, o processo industrial para concentrar o minério de ferro (gravimetria, separação magnética e flotação), se baseia na mineralogia e na separação de minerais valiosos da ganga (minerais sem interesse econômico, que estão associados ao minério, considerado material estéril) (Araújo *et al*., 2003). Na geração de resíduos de mineração, destaca-se a existência dos resíduos sólidos de extração (estéril) e do tratamento/beneficiamento (rejeitos) (IBRAM, 2016), a grande quantidade de rejeitos pode representar até 40% do volume de matéria-prima que entra nessas operações, ou cerca de 275,5 milhões de toneladas no Brasil em 2014 (Lima e Abreu, 2020). Segundo a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM, 2018), o total de resíduos da mineração inventariados no estado de MG em 2017 e 2018 foi de aproximadamente 289 milhões de toneladas. Sendo 94,58% e 2,87% destinados às barragens e as pilhas de rejeito, respectivamente, apenas 9,9 mil toneladas desses resíduos são reutilizados.

Recentemente, duas tragédias socioambientais ocasionadas pelo rompimento de barragens de rejeitos de minério de ferro ocorreram no estado de Minas Gerais. A primeira ocorreu em 2015 na barragem de Fundão da Samarco, localizada em Bento Rodrigues (distrito da cidade de Ouro Preto, MG), e em 2019, na mina do Córrego do feijão da Vale, em Brumadinho. Ambas as barragens utilizavam o método de alteamento a montante, muito comum e econômico na sua construção, porém considerado pouco seguro (IBRAM, 2016; Carmo *et al*., 2017). O colapso de Fundão foi o maior desastre ambiental da indústria mundial de mineração, tanto em termos do volume de rejeitos despejados quanto em magnitude de danos, gerando sérios problemas ambientais e socioeconômicos (Carmo *et al*., 2017; Aires *et al*., 2018). O volume de rejeito derivado do desastre de Brumadinho foi menor do que de Mariana, mas a tragédia causou maior número de perdas de vidas (Rotta *et al*., 2020). Existem centenas de barragens com rejeitos de mineração e mais de 40 são consideradas instáveis e com capacidade total, apenas em Minas Gerais (Meira *et al*., 2016).

Dependendo do teor de Fe dos rejeitos descarregados, pode valer a pena reprocessar esses materiais para recuperar o Fe, que pode ser usado nas indústrias de ferro e aço (Lima e Abreu, 2020) ou aplicá-los em operações de concentração para outras finalidades, como fabricação de tijolos (Ullas *et al*., 2010; Francis *et al*., 2016), produção de concreto (Alwaeli, 2016; Chearon, 2017), material de construção para fins rodoviários (IBRAM, 2016; Djellali, 2019) e pigmento na produção de tintas para edifícios (Galvão *et al*., 2018). Em busca de novas alternativas para a utilização de rejeito de minério de ferro, Marques *et al*. (2017) propuseram uma nova técnica que pode auxiliar na recuperação de uma área degradada denominada de Nicho Construído (NC). A estratégia consiste em mimetizar nichos ecológicos pré-existentes ao processo de degradação por trazer componentes bióticos do local de interesse. Os NC são compostos por material artificial ecologicamente amigável (Marques *et al*., 2017; Couto, 2020). Essa nova abordagem para o uso de rejeito de minério de ferro tem potencial promissor para ser utilizada na restauração de áreas degradadas pela própria extração do minério de ferro ou de outros minerais.

O Campo Rupestre (CR) são ecossistemas que se desenvolvem sobre os afloramentos rochosos, no Brasil, ocorrem como ilhas de vegetação aberta na região do QF no estado de Minas Gerais e na Serra dos Carajás, no Pará (Schaefer *et al*., 2015). Os afloramentos rochosos que se encontram nos CR oferecem a este tipo de vegetação um mosaico de fissuras, buracos, depressões e pedregulhos, geralmente, em terreno inclinado (Jacobi *et al*., 2007). Os CR possuem solos rasos, arenosos, teores elevados de metais, baixos teores de nutrientes e de matéria orgânica e controlam as distribuições regionais da vegetação (Jacobi *et al*., 2007;

Fernandes *et al*., 2014; Assis e Matos, 2016). Para sobreviver nesse ambiente hostil muitas espécies da comunidade florística dos CR se adaptaram fisiologicamente e morfologicamente aos vários habitats que ele oferece (Jacobi, 2007). O CR são ecossistemas conhecidos pelo alto grau de endemismo, notadamente florístico, estes estão ameaçados pelo crescimento acelerado das atividades minerárias (Junior, 2020). Nesse contexto, a aplicação de processos de restauração dos CR é essencial, por serem influentes na manutenção da biodiversidade, do equilíbrio e dos serviços ecológicos (Le Stradic, 2012; Couto, 2020). Dentre as potencialidades do NC, uma alternativa para sua utilização é a recuperação de colonizadores do CR, uma vez que eles podem mimetizar os nichos naturais de determinadas espécies ou comunidade podendo ser recolonizados por espécies encontradas em habitats naturais circundantes (Marques *et al*., 2017). O NC é uma ferramenta com promissor uso em áreas degradadas pelo setor de mineração de minério de ferro no Brasil (Skirycz *et al*., 2014).

Couto (2020) sugeriu em seu estudo, que os NCs juntamente com o meio abiótico, podem oferecer condições necessárias à manutenção da heterogeneidade dos micro-habitat do CR, importante para a diversidade microbiológica e colonização da flora nativa, com potencial de preconizar uma sucessão ecológica em um ambiente impactado. Wu *et al*. (2019) sugeriram que o acúmulo de carbono orgânico juntamente com a introdução de microrganismos funcionais e plantas pioneiras podem acelerar a formação *in situ* do solo nativo (região da Austrália) de composições mineralógicas vindas de rejeito de minério de Fe. A composição de minerais primários (presente nas rochas magmáticas ou metamórficas e resistentes ao intemperismo) e secundários (resultantes da decomposição parcial de outros minerais e da solubilização de minerais primários) derivados do minério de metal e/ou processamento mineral fornece uma base mineralógica para a formação e desenvolvimento de solos projetados para fins específicos (Li e Huang, 2015). O desenvolvimento de agregados estáveis em água é fundamental para a progressão da formação do solo, pois a agregação estável do solo resultante de atividades físico-químicas e biológicas integradas é um dos parâmetros mais importantes na determinação da estrutura e qualidade do solo (Yao *et al*., 2000; Bronick e Lal, 2007; Rojas *et al*., 2016). A formação estável de agregados do solo resulta das interações de minerais secundários com a matéria orgânica (por exemplo, assimilados ou produtos de atividades microbianas e processos da rizosfera, como trocas gasosas, nutrição, mineralização, nitrificação e simbiose) na maioria dos solos (Matsuoka *et al*. 2003; Gargiulo *et al*., 2014; Rivera *et al*., 2014; Li e Huang, 2015; Yuan *et al*., 2016). Os resultados apresentados por Couto (2020) mostraram que os NC utilizando *topsoil* de CR, rejeito de minério de ferro e cimento apresentaram vida tanto em testes laboratoriais quanto

em campo, o que foi demonstrado por medidas de carbono da biomassa microbiana (CBM) e respiração basal (RB), atributos biológicos indicadores de existência de uma comunidade microbiana (Totola e Chaer, 2002; Su *et al*., 2018), além da presença aumentada de seres fotobiontes.

A composição dos materiais constituintes do NC, como substâncias aglomerantes (cimento comum e ecológico) e tipos de solo, podem influenciar no crescimento de organismos e sua duração ao longo do tempo (Marques *et al*., 2017; Couto, 2020), portanto, estudos relacionados à constituição dos materiais também são relevantes para a eficiência dos NCs. Este estudo, portanto, teve a finalidade de dar continuidade a pesquisa realizada por Couto (2020), e objetivou testar a bioreceptividade outras composições do NC com dois tipos de aglomerantes, argila bentonita e biocompósito de micélio fúngico. Algumas questões neste estudo foram levantadas: (1) as substâncias aglomerantes (cimento ou argila e biocompósito de micélio fúngico) influenciarão nas propriedades mecânicas dos NCs?; (2) os aglomerantes e o rejeito de minério de ferro influenciarão os atributos químicos e biológicos dos NCs? Para respondê-las, atributos químicos e biológicos indicadores de atividade microbiana e presença de organismos fotobiontes no material foram analisados em condições laboratoriais controladas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar os efeitos de diferentes combinações de constituintes e aglomerantes nas características mecânicas, físico-químicas e biológicas de Nichos Construídos de rejeito de minério de ferro e *topsoil* de campo rupestre.

2.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar o *topsoil* de uma área não degradada de Campo Rupestre, quanto a sua composição química e mineralógica (FRX e DRX) e fertilidade;
- Avaliar a resistência mecânica do NC com diferentes composições através de ensaios de compressão;
- Avaliar se os constituintes do NC nas diferentes composições (rejeito de minério de ferro, cimento, argila e biocompósito de micélio fúngico) influenciam os atributos químicos indicadores de qualidade do *topsoil*;
- Avaliar, após um período de incubação, os efeitos dos constituintes do NC nas diferentes composições nos atributos biológicos, tais como, carbono da biomassa microbiana, respiração basal e quociente metabólico;
- Observar e registrar a presença e desenvolvimento de organismos fotobiontes nos NCs em condições laboratoriais nos diferentes tempos.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Importância econômica e histórica do minério de ferro

As maiores jazidas de minério de ferro do mundo estão localizadas no Brasil, Austrália, China, Índia, Rússia e Estados Unidos (Caxito e Dias, 2017). O Brasil e a Austrália dominam a produção mundial de minério de ferro, cada um com cerca de um terço das exportações totais no mundo (USGS, 2017). O minério de ferro é um dos mais importantes bens minerais para o desenvolvimento industrial do país, uma vez que é parte essencial da indústria do aço, a qual cerca de 98% de todo o minério de ferro extraído é destinado, sendo o restante utilizado em indústrias de ferro-liga e cimentos (Caxito e Dias, 2017). A indústria de extração e transformação de minerais é um dos setores base da economia brasileira. A elevada demanda mundial por minério de ferro, principalmente em países com elevados índices de crescimento econômico, como a China, impulsionou a produção do mineral no país (Pontes *et al*., 2015). De acordo com o IBRAM (2020), o Brasil teve um faturamento do setor de minério de ferro de 138,7 bilhões, sendo 76,4 bilhões no estado de MG. Dados do ano base de 2019 indicam a produção de aproximadamente 312 milhões de toneladas (t) de minério de ferro bruto, com teor médio de 46,96% (146 t de ferro contido) no estado (ANM, 2020).

A indústria extrativa mineral tem participação fundamental no Produto Interno Bruto (PIB) nacional, gerando emprego e renda nos municípios. Segundo a Agência Nacional de Mineração (ANM), o setor mineral registrou crescimento do PIB de 2,1% em 2019, o que gerou um aumento no mercado de trabalho. No segundo semestre de 2019, a economia brasileira registrou 644 mil novos postos de trabalho, sendo 175.942 no setor de extração mineral, MG representa 35% do total, por proporcionar mais oportunidades de emprego na extração de minério de ferro (ANM, 2020). Devido à importância para a economia brasileira e para o estado de MG, a atividade minerária pode contribuir positivamente para geração de emprego e renda para os municípios que exercem essa atividade (Jeber e Profeta, 2017). A atuação do setor deve ser baseada na responsabilidade social e pautada nos preceitos do Desenvolvimento Sustentável (DS) (Dias *et al*., 2017; Jeber e Profeta, 2017). De acordo com IBRAM (2019), o cumprimento da legislação e dos processos de licenciamento ambientais no setor minerador, são essenciais para controlar e minimizar os impactos gerados no meio socioambiental pela exploração dos recursos minerais. As principais regiões produtoras de minério de ferro no Brasil são o Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, a Província Mineral

de Carajás no Pará e a região de Corumbá (Urucum) no Mato Grosso do Sul (Caxito e Dias, 2017). Cerca de 75% dessa produção é extraída do Quadrilátero Ferrífero localizado na região centro-sudeste de Minas Gerais, composta por 33 municípios, onde a mineração de minério de ferro e de ouro são as principais atividades (Jacobi *et al*., 2008; Rodrigues *et al*., 2014). Segundo Jeber e Profeta (2017) seis municípios pertencentes ao Quadrilátero Ferrífero (Brumadinho, Congonhas, Itabirito, Mariana, Nova Lima e Ouro Preto) tiveram a maior arrecadação de Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM) em 2017, sendo que Nova Lima foi o que mais arrecadou, respondendo por 13,30% do total. Segundo (IBRAM, 2020), o estado de Minas Gerais foi responsável por recolher 43,7% (R$1,9 bilhão) do CFEM no 1° semestre de 2020, por ter o maior número de municípios que exercem atividade minerária.

O minério de ferro possui importância crucial para o desenvolvimento histórico do estado de Minas Gerais, principalmente na província mineral do QF, considerado patrimônio geológico e mineiro (Caxito e Dias, 2017). Segundo o Instituto Brasileiro de Mineração – IBRAM (2015), o estado evoluiu a partir da região de atividade extrativista, em especial pela extração de ouro, diamante e pedras preciosas. Entre os séculos XVIII e XIX, a extração de ouro declinou, em busca de novos recursos minerais, os trabalhos geológicos realizados por pesquisadores estrangeiros, impulsionaram a descoberta e exploração de reservas de ferro em Minas Gerais (Caxito e Dias, 2017). Em 1952, no XVIII Congresso Internacional de Geologia, a província mineral destaque da região central de MG, foi nomeada pela literatura geológica de Quadrilátero Ferrífero (Machado, 2009). O renascimento econômico do estado, alcançou destaque nacional e internacional no setor da mineração (Roeser e Roeser, 2010; Jeber e Profeta, 2017).

Existem aproximadamente 300 minerais que possuem o ferro como componente essencial, mas destes, apenas os óxidos apresentam concentrações suficientes para serem tratados como minério. As formas primárias dos óxidos de ferro são a magnetita (Fe_3O_4) e a hematita (Fe_2O_3), minerais que, quando aquecidos na presença de um agente redutor, liberam ferro em sua forma metálica (Fe) (Filippov *et al*., 2014; Caxito e Dias, 2017). O ferro também ocorre naturalmente na forma de hidróxidos (goetita e limonita), sulfetos (pirita, calcopirita e pirrotita), carbonatos (siderita e ankerita) e em silicatos (greenalita e anfibólios como riebeckita e grunerita) (Caxito e Dias, 2017).

3.2. O Campo Rupestre (CR) e a importância da conservação do seu ecossistema de canga

O Quadrilátero Ferrífero (QF) está localizado em uma região de substrato geologicamente muito antigo. Durante os períodos paleozóico, mesozóico e terciário houve a formação *in situ* de canga, fissuras cimentantes contendo itabirito-hematita, dissolvendo simultaneamente dolomita e quartzo e aumentando a porcentagem de ferro (Jacobi *et al*., 2007). Os topos das paisagens do QF são depósitos de rochas ricas em ferro, originando as cangas lateríticas, que formam sobre o relevo capas duras e escuras resistentes aos processos de erosão (Caxito e Dias, 2017). Canga é um termo brasileiro para o ecossistema associados as crostas de ferro (depósitos de hematita) que formam afloramentos rochosos nas montanhas e exercem controle na distribuição da vegetação (Jacobi *et al*., 2007, 2011; Skirycz *et al*., 2014; Schaefer *et al*., 2016). A biodiversidade da canga é afetada pelos ecossistemas circundantes (Jacobi e Carmo, 2008ª), que no QF está localizada na zona de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica (Skirycz *et al*., 2014). A canga é um conglomerado de micro-habitats distintos, possui alta biodiversidade, nas superfícies rochosas existem espécies de plantas rupestres naturais e endêmicas, o que torna este ecossistema único (Skirycz *et al*., 2014; Gagen *et al*., 2019). A ciclagem biogeoquímica do ferro por plantas e microrganismos contribui para a evolução e estabilidade da canga (Gagen *et al*., 2019). O ecossistema de canga abriga metalófitos de ferro e manganês, espécies de plantas que toleram altas concentrações de metais, e que podem ser usadas para biorremediação de áreas contaminadas por metais (Skirycz *et al*., 2014).

Os Campos Rupestres (CR) são ecossistemas que ocorrem sobre afloramentos rochosos ferruginosos e quartzíticos (Junior, 2020). Segundo Barbosa (2012), a vegetação do CR cobre uma área aproximada de 130.000 km^2 no Brasil, onde espécies arbustivas são encontradas em altitude de 800 a 2.000 m. Esse ecossistema é adaptado a ambientes de alta incidência solar e baixa precipitação pluviométrica, constituído por solos rasos, arenosos, com baixos teores de nutrientes e de matéria orgânica, baixa capacidade de reter e disponibilizar água para as plantas (Fernandes *et al*., 2014; Le Stradic, 2012; Messias *et al*., 2013). Existe similaridade entre as vegetações de CR sobre afloramentos ferruginosos e em afloramentos quartzíticos, mas também tem diferenças significativas entres estes ambientes, especialmente no que se refere as características do material de origem dos solos (Messias *et al*., 2013). Jacobi *et al.* (2007) descreveu alguns micro-habitats encontrados nos CR, como: superfícies de rochas lisas expostas; fendas temporariamente ou permanentemente alagadas;

canga fragmentada e solo raso. As plantas se desenvolvem diretamente sobre a rocha ou em microsítios onde há condições de fixação de raízes e por vezes delgadas camadas de solo (Benites *et al.*, 2012). A biodiversidade nos CR tem sido atribuída aos seus altos níveis de endemismo local (Jacobi *et al*., 2007; Echternacht *et al*., 2011), bem como à distribuição geográfica dos seus sítios (Giulietti *et al*., 1997). Os CR estão entre os ecossistemas mais ameaçados dos trópicos e menos estudados de Minas Gerais (Jacobi *et al*., 2008). Esses ambientes sofrem impactos expressivos devido à extração de minério de ferro e depósitos de rejeitos, e, portanto, demandam atenção pela conservação e recuperação (Marques *et al*., 2017).

Nos CR ferruginosos se estabelece uma vegetação de ecossistema de canga e restaurá-lo após atividade minerária é essencial para a recolonização de microrganismos que contribuem para o ciclo biogeoquímico do ferro, bem como para a propagação de espécies de plantas (Gagen *et al*., 2019). No entanto, programas de reabilitação para CR têm se mostrado de extrema dificuldade de implementação devido à falta de conhecimento sobre esse ecossistema (Skirycz *et al*., 2014). Estudos pedológicos específicos no QF são muito úteis para o desenvolvimento de técnicas específicas para a regeneração da vegetação nativa e compreensão da interação entre o ambiente e a vegetação campestre, em áreas degradadas pela mineração (Santos e Neto, 2006; Vieira *et al*., 2018; Junior, 2020).

3.3. Rejeitos da mineração e os riscos da sua disposição em barragens

O aumento da demanda global por metais nas sociedades industriais impulsionou a intensificação da produção de minério (Sonter *et al*., 2014). Se por um lado a demanda por metais é crescente, por outro, as mineradoras estão diante do esgotamento das reservas que apresentam teores superiores a 1% dos metais de interesse. A energia gasta na britagem e moagem são desperdiçadas com 99% de materiais que não tem valor comercial (Johnson, 2015). A maioria dos depósitos de minério de baixo teor gera grandes quantidades de resíduos de material de minas (Edraki *et al*., 2014; Guerra *et al*., 2017).

As alterações e os impactos nos recursos ambientais e sociais do território devem ser controlados de forma direta pelos empreendedores durante todo o processo de execução e término de suas atividades; e de forma indireta, pelos órgãos ambientais (Jeber e Profeta, 2017). Para melhorar os sistemas de gestão ao longo de todo o processo de extração mineral, o planejamento é essencial para permitir que políticas e ações governamentais sejam implementadas (Fernandes e Ribeiro, 2017). As etapas de aberturas das cavas, disposição do

material estéril proveniente do decapeamento superficial e da disposição de rejeitos decorrentes dos processos de tratamento/beneficiamento do minério de ferro, alteram bruscamente a fisionomia das paisagens das áreas minerárias (IBRAM, 2016). O crescimento da mineração e do processamento mineral nas últimas décadas tem sido acompanhado por uma crescente preocupação com o destino dos rejeitos e os impactos ao meio ambiente. A mineração gera grandes quantidades de resíduos sólidos, estes devem estar adequadamente confinados nas instalações de armazenamento de rejeitos, exemplos destes resíduos: pilhas de estéreis, rochas residuais, rejeitos, sedimentos, aparas e lamas das serrarias de mármore e granito, sobras da mineração artesanal de pedras preciosas e semipreciosas em região de garimpo, dentre outros. (IBRAM, 2016; Yaya *et al*., 2017). A infiltração do material armazenado nas barragens, ocasionada por falhas nas suas estruturas, assim como descarte direto dos rejeitos em corpos hídricos e disseminação de poeira contendo materiais particulados contaminados, provocam desastres e crimes ambientais (Edraki *et al*., 2014).

Os resíduos de mineração podem ser dispostos de diferentes formas, dependendo do tipo de mineral e do seu processo de extração (Yaya *et al*., 2017). Segundo o IBRAM (2016), requisitos legais e normativos estabelecidos no setor de mineração, contribuíram para a adoção de critérios técnicos de segurança, de prevenção de riscos e de impactos ambientais gerados pela atividade de extração de minério de ferro, como a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 que instituiu "a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)" e os dispositivos da Lei nº 12.334, de 20 de setembro de 2010 que estabeleceu "a Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB)" e criou "o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB)". Os rejeitos podem ser dispostos em minas subterrâneas, em cavas exauridas de minas, em pilhas, por empilhamento a seco, por disposição em pasta e em barragens de contenção de rejeitos (Duarte, 2008).

Barragens de rejeitos são estruturas que têm por finalidade o depósito e retenção de resíduos sólidos e água oriunda do processo de beneficiamento de minério de ferro. Os rejeitos apresentam na sua composição compostos dissolvidos e partículas em suspensão, podem ser classificados como lama, quando possui granulometria fina (menor que 5 μm), e quando de granulometria grossa (acima de 0,074 mm) são denominados rejeitos granulares (IBRAM, 2016; Leite, 2016). O rejeito de minério de ferro é composto por óxidos de ferro, silício e alumínio, na forma de hematita, goetita, quartzo, caulinita, fósforo e manganês (Wolff, 2009; Magalhães, 2018). A disposição de rejeitos em reservatórios criados por diques de contenção ou barragens é o método mais comumente usados. Estes podem ser construídos com solo natural, estéreis ou com os próprios rejeitos, sendo classificados, neste caso, como

barragens de contenção alteadas com rejeitos e as de solo natural como barragens convencionais (Duarte, 2008). As barragens de contenção de rejeitos são estruturas construídas ao longo do tempo visando à diluição dos custos no processo de extração mineral, por meio de alteamentos sucessivos. Assim, um dique de partida é construído inicialmente e a barragem passa por alteamentos ao longo de sua vida útil, podendo ser construída com material compactado proveniente de áreas de empréstimo, ou com o próprio rejeito, através de três métodos, montante, jusante e linha de centro (Duarte, 2008; IBRAM, 2016). Desses três métodos de construção, a elevação a montante é a mais barata e simples por necessitar de uma quantidade menor de material para ser construída (Soares et al., 2000; Araújo, 2006).

A maioria das mineradoras utiliza o método de montante, mas ele apresenta baixo controle construtivo, tornando-se crítico principalmente em relação à segurança. Essas barragens têm problemas de liquefação e drenagem interna para controlar o nível d´água, ocasionando reflexos na estabilidade da estrutura (Duarte, 2008; Krossoff *et al*., 2014). Segundo o IBRAM (2016), o setor responsável pelo cadastro das barragens no país é o Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. De acordo com dados da Agência Nacional de Águas (ANA), entre os anos de 2013 e 2014, 264 barragens de rejeitos foram cadastradas no país. Entretanto, segundo a FEAM, para o mesmo período, 450 barragens de rejeitos foram cadastradas somente no estado de MG, o que demonstra uma incoerência nos dados públicos destas instituições e a dificuldade em se dimensionar a real situação da segurança de barragens no Brasil.

Recentemente, Minas Gerais sofreu duas tragédias socioambientais pelo rompimento de barragens de rejeitos de minério de ferro que utilizavam o método de alteamento a montante: a barragem de Fundão da Samarco, em Bento Rodrigues no ano de 2015; e da mina do Córrego do feijão da Vale, em Brumadinho no ano de 2019 (Carmo *et al*., 2017). A ruptura da barragem de Fundão liberou 43 milhões de m^3 de rejeitos de minério de ferro, sendo o maior desastre ambiental envolvendo barragens de rejeito no mundo e o maior da história brasileira (Vergílio *et al*., 2020). A lama de rejeitos afetou a bacia hidrográfica do Rio Doce e chegou no Oceano Atlântico, impactando ecossistemas aquáticos e terrestres (Escobar, 2015; Queiroz *et al*., 2018). O rompimento da barragem em Brumadinho liberou aproximadamente 12 milhões de m^3 de rejeitos. Apesar do volume ser menor do que de Fundão, a tragédia causou 259 mortes e 8 pessoas ainda se encontram desaparecidas (Rotta *et al*., 2020; Vergílio *et al*., 2020).

As causas do rompimento de barragens pelo método a montante são múltiplas, desde problemas na construção, manutenção deficiente, aumento de pressão dos poros quando a

barragem é elevada, liquefação estática e sísmica (Ormann *et al*., 2013; Yaya *et al*., 2017). De acordo com a FEAM (2016), somente no estado de MG existem 737 barragens de rejeitos de mineração cadastradas no Banco de Declarações Ambientais (BDA). Depois das últimas catástrofes, as mineradoras e os órgãos reguladores do estado estão sendo pressionados para garantir que as falhas das barragens não se repitam. Novas tecnologias de gerenciamento e destinação de resíduos e rejeitos devem ser adotadas, incluindo oportunidades de reutilização de rejeitos de minério de ferro e outros resíduos (Edraki *et al*., 2014; Silveira *et al*., 2019).

3.4. Alternativas de aplicação do rejeito de minério de ferro

Devido aos últimos acontecimentos com barragens de rejeito de mineração, os órgãos ambientais, empresas mineradoras e os centros de pesquisas têm buscado intensificar as alternativas para reutilização e destinação correta dos rejeitos de mineração. Segundo o IBRAM (2016), a consciência de que o rejeito de hoje pode ser o minério de amanhã, proporciona uma condição favorável para o uso do rejeito de minério de ferro do setor. A indústria de mineração já vem utilizando os rejeitos no preenchimento de cavas exauridas de minas, no qual ocorre o lançamento da polpa de rejeitos nas cavas a céu aberto, com o objetivo de reduzir a disposição na barragem de rejeito existente, desde que atenda às normas propostas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A lei n° 14.066/2020 em consonância com o já estabelecido pela Resolução ANM n° 13/2019, a Lei n° 12.334/2010 em seu Art. 2°- A, torna proibida a construção ou alteamento de barragem pelo método a montante.

Dependendo dos teores de Fe dos rejeitos descarregados, pode valer a pena reprocessar esses materiais para recuperar o Fe, que pode ser usado nas indústrias de ferro e aço (Lima e Abreu, 2020). A utilização do rejeito de minério de ferro vem sendo uma alternativa vantajosa para a construção civil, por ser um material fino, denso, estável e cristalino, composto por óxido de ferro, sílica e alumina, elementos não tóxicos (Atta *et al*., 2016; Bastos *et al*., 2016; Sheoran, 2017; Sant´ana Filho *et al*., 2017). O rejeito tem tido várias aplicabilidades na área da construção, tendo grande potencial para ser utilizado na fabricação de concreto/argamassa, substituindo areia e cimento, adotando princípios ecológicos (Alwaeli, 2016; Sheoran, 2017; Sant´ana Filho *et al*., 2017). Estão sendo testados em pastas de cimento (Bezerra *et al*., 2017), na fabricação de tijolos (Ullas *et al*., 2010; Francis *et al*., 2016), pisos cerâmicos (Das *et al*., 2000), pavimentação de rodovias (Bastos

et al., 2016; Djellali, 2019) e usados como pigmento na produção de tintas para edifícios (Galvão *et al*., 2018).

A utilização de rejeito de minério de ferro apresenta vantagens econômicas e sustentáveis, e pode ser viável inclusive para a restauração de áreas degradadas pela mineração, como proposto por Marques *et al*. (2017). A técnica denominada Nicho Construído (NC), proposta pelos autores citados, tem o rejeito de minério de ferro como um dos componentes do material. Segundo Marques *et al*. (2017) e Couto (2020), o NC é uma técnica promissora para restauração ambiental, porque organismos vivos (microrganismos, algas e briófitas) foram encontrados no material contendo rejeito, e estes colonizadores podem iniciar um processo de sucessão ecológica em um ambiente degradado. Os métodos alternativos de tratar e dispor o rejeito objetivam minimizar os riscos e impactos socioambientais gerados pela atividade minerária (Edraki *et al*., 2014; Galvão *et al*., 2018).

3.5. Restauração de áreas degradadas pela mineração

As atividades minerárias geram uma degradação severa no meio ambiente. A remoção da cobertura vegetal implica em danos para os ecossistemas, causando efeitos degradantes na qualidade da água, do ar, e do solo, que perde sua estrutura e função (Bradshaw, 1997; Santos, 2017). A restauração de áreas degradadas contribui para a conservação da biodiversidade e a resiliência global (Stefanes *et al*., 2016). A resiliência do ecossistema é a capacidade deste ambiente voltar ao seu estado original após ter sido exposto a algum tipo de estresse. Os ecossistemas variam muito na taxa em que são capazes de recuperar naturalmente de perturbações humanas (Holl e Aide, 2011). O conhecimento sobre a resiliência permite que o método de restauração utilizado seja escolhido de forma mais efetiva (Couto, 2020).

A restauração de áreas degradadas pelas diferentes atividades minerárias significa retornar o ambiente degradado às condições ambientais próximas do seu estado original. A cobertura vegetal exerce um papel fundamental no equilíbrio dos sistemas e é considerado um indicador desejável da qualidade ambiental (Santos, 2017). A restauração de ecossistemas degradados pelas atividades extrativistas deve ter como objetivo recuperar não apenas a capacidade do solo de sustentar a vegetação, mas também restaurar os serviços ecossistêmicos (Costantini *et al*., 2015; Lamb *et al*., 2015; Perring *et al*., 2015; Rojas *et al*., 2016).

Nos últimos anos, uma série robusta de estruturas de restauração ecológica têm sido desenvolvidas para enfrentar os desafios de restauração em larga escala em diferentes ecossistemas ao redor do mundo. Infelizmente, os custos associados à restauração em tais escalas desafiam muito a sua implementação (Rocha *et al*., 2017; Stefanes *et al*., 2016). Em muitas áreas, as atividades minerárias foram interrompidas há décadas e o processo de restauração foi iniciado anos mais tarde. Essas áreas devem ser priorizadas quanto ao monitoramento adequado e o desenvolvimento de ações de restauração desses ambientes (Rocha *et al*., 2017).

Em 1989 foi exigida de todas as mineradoras a obrigatoriedade de apresentar um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) durante processos de licenciamento ambiental junto ao órgão ambiental competente (Decreto n° 97.632/89, Art. 1°) (Toy e Griffith, 2001; Jacobi *et al*., 2008; Vieira, 2010). Entretanto, segundo Toy e Griffith (2001) as empresas de mineração no Brasil continuam com práticas de recuperação de curto prazo. O processo de recuperação deve ser executado desde o início até o fechamento das atividades da mina, por longo prazo, o que requer um planejamento adequado das empresas (Rocha *et al*., 2017; Santos, 2017). A recuperação do solo superficial em ambientes de mineração é de grande relevância, este processo deve ser estudado cuidadosamente devido ao contexto dos regimes pedológicos brasileiros. As propriedades físico-químicas e mudanças mineralógicas dos rejeitos de minério de ferro, precisam ser avaliados na ecoengenharia para fitoestabilização direta de rejeitos na formação dos solos (Wu *et al*., 2019; Robertson *et al*., 2020). A escolha da técnica a ser empregada dependerá das características da área a ser recuperada (Vieira, 2010). A geotecnologia é um método utilizado para recuperação de áreas degradadas pela extração de minério de ferro. As medidas de geotecnologia visam à estabilização física do ambiente e podem envolver desde medidas simples até obras de engenharia complexas (Bitar, 1997). As medidas são utilizadas de acordo com o contexto geológico, geomorfológico e tipos de uso dos solos existentes no local de atividade. Entre as aplicações desse método, destaca-se a terraplanagem, a contenção de taludes, os sistemas de drenagem e a retenção de sedimentos (Bitar, 1997; Santos, 2017).

A revegetação é uma prática amplamente utilizada pelas mineradoras para aprimorar o apelo estético das áreas recuperadas, controlar a erosão, criar estabilidade nos terrenos, proteger os solos contra a degradação durante a recuperação e proteger os recursos hídricos (Bitar, 1997; Toy e Griffith, 2001; Sheoran *et al*., 2010). A cobertura vegetal adequada eleva a quantidade de matéria orgânica, que auxilia na retenção de água, na ativação da ciclagem de nutrientes e de microrganismos (Garcia *et al*., 2005; Brevik *et al*., 2015). Empresas

minerárias, como as de carvão e ferro, têm concentrado seus processos de restauração em fixar espécies de leguminosas, gramíneas e árvores, utilizando principalmente plantas tolerantes a solos ácidos e a metais tóxicos (Cheoran *et al*., 2010; Brevik *et al*., 2015; Rocha *et al*., 2017). As técnicas empregadas neste método consistem na aplicação de telas vegetais, plantio de grama em placa, semeadura manual e hidrossemeadura.

A remediação é uma outra metodologia adotada para recuperação de áreas degradadas, envolve o desenvolvimento de técnicas de tratamento para substâncias químicas, contaminantes gerados pela atividade mineral, que visam eliminar, neutralizar, imobilizar, confinar ou transformar substâncias tóxicas, de maneira que estas não contaminem o ambiente (Bitar, 1997). Este tratamento geralmente é feito *in situ* através de processos químicos e muitas vezes envolvem processos físicos e biológicos. Segundo Vieira (2010), as medidas de remediação são pouco utilizadas. Estudos com rejeitos de minério de ferro têm sido realizados para remediação de solos contaminados com metais (zinco, chumbo, mercúrio, cobre e cádmio) (Tordoff *et al*., 2000; Carvalho *et al*., 2013), como o uso de rejeito de ferro e biosólidos em uma área de mina de ferro desativada, com objetivo de recolonizar áreas revegetadas e recuperadas com organismos que vivem no solo (Cele e Maboeta, 2016) e rejeitos de ferro e manganês para remediação de solo contaminado com arsênio (Lei *et al*., 2019). Duas técnicas importantes são utilizadas neste método de recuperação, a fitorremediação que consiste no uso de plantas, para descontaminação *in situ* de solos contaminados por metais e poluentes orgânicos e a oxidação química que atua na destruição dos contaminantes por reações de oxidação avançada, promovendo sua mineralização a compostos estáveis e ineficientes como gás carbônico e água (Santos, 2017).

Todas as áreas em processo de restauração devem ser monitoradas por pelo menos cinco anos e a responsabilidade é da empresa (ou governo) que realiza o programa de restauração. Após esse período, é feita uma avaliação, e se os indicadores (considerando água, solo, flora e fauna) não estiverem nos níveis exigidos pela lei ambiental, a área é mantida sob monitoramento (Rocha *et al*., 2017). Para restaurar um ecossistema, é preciso entender como este funcionava antes de ser modificado ou degradado, e a partir desse entendimento restabelecer processos essenciais (Hobbs, 2004). Durante a gestão para restauração o planejamento de estratégias é imprescindível (Holl e Aide, 2011; Rocha *et al*., 2017), além de alguns fatores que devem ser considerados, como: resiliência do ecossistema, histórico da área (nível de degradação) e o contexto da paisagem (Holl e Aide, 2011).

A perturbação inicial de alto impacto nas áreas de atividade minerária é a remoção da vegetação e do solo (Muñoz-Rojas *et al*., 2015, 2016). Esta camada superficial do solo é uma

fonte de sementes, propágulos vegetais, nutrientes e microrganismos (Jasper 2007; Golos *et al*., 2016; Muñoz-Rojas *et al*., 2016) e, consequentemente, é um elemento-chave para programas de restauração (Lamb *et al*., 2015). A escassez de recursos dos solos superficiais é um ponto importante para o sucesso dos esforços de restauração (Muñoz-Rojas *et al*., 2016). Para conseguir uma restauração bem-sucedida, o solo deve ser remediado e a vegetação restabelecida. Embora o solo seja normalmente considerado apenas parte de um ecossistema completo, ele possui propriedades de estrutura e de função análogas às de ecossistemas inteiro. Por isso, a importância de restaurar as funções biológicas do solo (Bradshaw, 1997; Brevik *et al*., 2015; Rojas *et al*., 2016).

O monitoramento do restabelecimento da biodiversidade do solo, é fundamental para aferir a eficiência das técnicas empregadas ao longo da recuperação de ambientes degradados (Moreira, 2010). Substratos alternativos do solo, como resíduos produzidos em operações de mineração, estão sendo estudados e usados (Machado et al., 2013; Rojas *et al*., 2016, Marques *et al*., 2017), a avaliação da colonização desses substratos, pela biota e microrganismos do solo, permite uma análise do funcionamento do sistema em recuperação (Moreira, 2010).

3.6. Nicho construído como uma promissora ferramenta de restauração ambiental

A maioria dos tipos de habitat naturais têm faixas regionais de espécies adaptadas para colonizar estes locais específicos e tolerar as condições ambientais dos ecossistemas locais (Taylor *et al*., 1990). A teoria da construção de nichos (engenharia de ecossistema), como usado em ecologia, refere-se à capacidade de organismos para construir, modificar fisicamente e selecionar os componentes bióticos e abióticos de seus ambientes locais (Boorget *et al*., 2006; Laland e O'Brien, 2010). Diferentemente de um habitat, um nicho considera não somente o espaço, mas também variáveis ambientais, tais como grau de inclinação, exposição à luz solar, fertilidade do solo ou do *topsoil* (camada superficial do solo), densidade da folhagem, organismos presentes, entre outros. Dessa forma, em um habitat podem-se encontrar muitos nichos (Odling-smee, 1988; Boorget *et al*., 2006; Couto, 2020). Habitats artificiais têm sido utilizados na tentativa de preservar espécies importantes para a manutenção do equilíbrio ecológico. Estes habitats são estruturas que mimetizam o espaço onde os seres vivos podem habitar (Pratt, 1994; Couto, 2020). Sua aplicação é mais usual em ambientes aquáticos, como na restauração de corais (Pratt, 1994), na preservação de espécies de anfíbios (Brand e Snodgrass, 2009), espécies de aves que necessitam do

equilíbrio ecológico marinho para sobreviver (Sundar *et al*., 2017) e na criação de espécies de peixes (Skov e Nilsson, 2018).

O termo Nicho Construído (NC) foi proposto por Marques *et al*. (2017), no qual foram confeccionadas estruturas denominadas módulos (habitats artificiais), constituídos por solo da área a ser restaurada, rejeito de minério ferro e cimento que conferiu estrutura para o material. Os módulos em contato com a comunidade biótica circundante são a base para formação do NC. Estes foram recolonizados por conjuntos de espécies encontrados em habitats naturais vizinhos (Figura 1), sugerindo que as condições oferecidas pelos módulos estão próximas o suficiente das condições naturais para receber essas espécies, sendo assim o NC tem potencial para iniciar um processo de sucessão ecológica em um ambiente degradado (Marques *et al*., 2017; Couto, 2020).

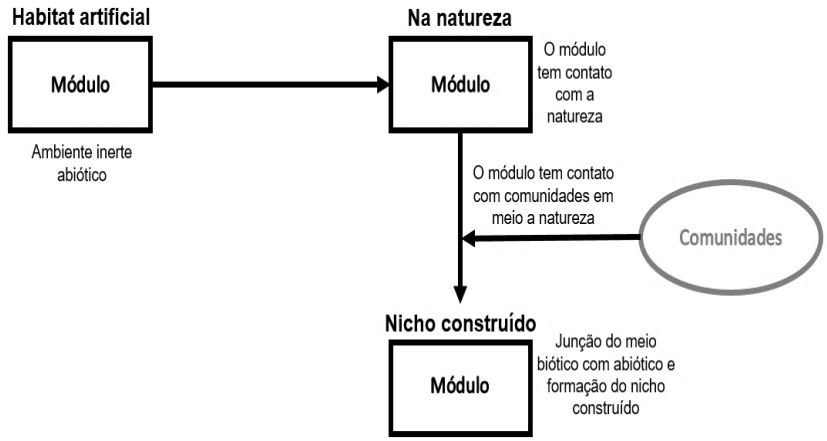

Figura 1: Esquema que representa a diferença entre Habitats Artificiais e Nichos Construídos. Fonte: Couto (2020).

Segundo Marques *et al*. (2017), o crescimento de cianobactérias, hifas fúngicas, algas, briófitas e pteridófitas nos módulos foi possível devido à utilização do solo como um dos componentes do material, o qual carrega consigo componentes bióticos da área de onde ele foi coletado, por exemplo, microrganismos. Esses componentes bióticos foram ainda mais desenvolvidos quando os módulos foram submetidos a condições ideais de crescimento de organismos, quando incubados em laboratório, sendo necessários estudos de campo nas condições naturais. No estudo de Couto (2020), nos módulos que foram expostos em campo, foram observados o desenvolvimento de seres vivos na superfície do material, como microrganismos e algas. As condições do campo podem ser mais um indicador de que esse

material é bioreceptível e que microrganismos podem utilizá-lo como ambiente de proliferação, se tornando assim, um Nicho Construído.

Os NCs têm grande potencial de aplicação em ambientes degradados a fim de promover o início de uma reabilitação de espécies e recuperação da área impactada (Couto, 2020). Um fator a ser considerado nos NCs é a sua bioreceptividade, esse termo em ecologia, foi definido por Guillitte (1995) que significa: "a capacidade que um material tem de ser colonizado por organismos vivos". O grau de colonização biológica de uma superfície depende não apenas de fatores ambientais, mas também das propriedades intrínsecas do material (Guillitte, 1995; Miller *et al*., 2012), portanto dois tipos diferentes de materiais podem sofrer diferentes graus de colonização sob as mesmas condições ambientais (Couto, 2020). Segundo Marques *et al*. (2017), devido aos componentes bióticos que já se encontram presentes nos NCs, sua bioreceptividade tem potencial de ser maior que a de locais significativamente impactados, como ambientes após atividade minerária. Além disso, o NC tem como base de formação os minerais presentes em rochas, uma vez que ele é composto por solo e rejeito de mineração de minério de ferro. De acordo com Miller *et al*. (2012), todo material que tem como base de formação os minerais presentes em rochas é biorreceptivo e, portanto, capaz, em certa medida, de ser colonizado.

Segundo Gorbushina e Broughton (2009), as rochas são substratos e servem de habitat para comunidades microbianas. As rochas formam nichos internos de proteção em rachaduras, fissuras, complexos de grãos minerais, cimentação e poros, onde cada grupo (eubactéria, actinobactéria, cianobactéria e fungos) de microrganismos pode habitar de maneira específica. As comunidades de biofilmes se infiltraram em camadas profundas do substrato e encontraram ali um nicho endolítico (organismos que habitam em rochas) no qual encontram-se protegidas em ambientes extremos (Gorbushina e Broughton, 2009). Segundo Madigan *et al*. (2016), para iniciar a colonização, os microrganismos escolhem habitats que sejam favoráveis à sua sobrevivência. O micro-habitat endolítico fornece proteção contra radiação solar intensa e dessecação, além de fornecer nutrientes minerais, umidade e superfícies de crescimento (Saiz-jimenez *et al*., 1990; Walker *et al*., 2005). O NC, sendo um módulo poroso, tem o potencial de oferecer, portanto, maior quantidade de micro-habitats endolíticos quando comparado à rocha nua exposta em um ambiente degradado (não só em áreas de atividade minerária) (Couto, 2020).

A diversidade microbiana em barragem de rejeitos de minas compreende espécies aeróbias e anaeróbias que podem ser autotróficas (fixação de CO_2), heterotróficas (material orgânico como fonte de carbono), litotróficas (compostos inorgânicos como fonte de energia)

ou organotróficas (material orgânico como fonte de energia) (Liu *et al*., 2014). O uso do rejeito de minério de ferro na fabricação dos NCs pode auxiliar no desenvolvimento de microrganismos no material, que por sua vez deverá contribuir para o processo de sucessão primária em ecossistemas degradados (Marques *et al*., 2017; Couto, 2020).

Os microrganismos desempenham papel fundamental na composição e manutenção da biosfera, dentre muitas outras atividades, estão envolvidos na formação do solo e de sedimentos através da deterioração mineral. Em ambientes de mineração, a biodiversidade de microrganismos contribui ativamente para fenômenos geológicos envolvendo a transformação de minerais, metais e metaloides (Gadd, 2010). Desta forma, a presença e manutenção de comunidades específicas de microrganismos no solo é essencial para a recuperação de áreas perturbadas. A adequada atividade biológica destas comunidades contribui para o estabelecimento da vegetação e funcionalidade do solo através da ciclagem de nutrientes e pelo estabelecimento de relações simbióticas (Rivera *et al*., 2014).

3.7. Atributos biológicos indicadores de qualidade do *topsoil*

3.7.1 Carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB) e quociente metabólico (qCO_2)

O solo é um recurso natural vital para o funcionamento dos ecossistemas terrestres, e representa um balanço entre os fatores físicos, químicos e biológicos. A biomassa microbiana do solo (BMS), definida como o componente vivo da matéria orgânica do solo (Sparling, 1985), é o principal responsável pela decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. A maior parte dessa biomassa é composta por bactérias e fungos, seguido por microfauna e algas do solo (Wardle, 1992). Essa comunidade de organismos exerce uma grande influência tanto na transformação da matéria orgânica quanto no armazenamento de nutrientes minerais e de carbono (Jenkinson e Ladd, 1981). A proporção de células microbianas vivas contendo carbono (C-microbiano, em mg kg^{-1} de solo) geralmente compreende de 1 a 5% do carbono orgânico total (COT) (Jenkinson e Ladd, 1981). A mensuração BMS fornece informações valiosas no uso e manejo adequado do solo (Wardle, 1992; Matsuoka *et al*., 2003; Medeiros *et al*., 2016; Silva *et al*., 2018; Su *et al*., 2018).

A BMS pode ser avaliada por métodos diretos e indiretos. Os primeiros métodos desenvolvidos para quantificar a biomassa microbiana do solo e os mais diretos, envolveram

a microscopia (bactérias e fungos). A microscopia é o método mais antigo e vem sendo substituído, ultimamente, por outros métodos indiretos. Os métodos indiretos para determinação da biomassa microbiana são a fumigação-incubação, fumigação-extração e a respiração induzida pelo substrato (Anderson e Domsch, 1978). A fumigação-incubação (Jenkinson e Powlson, 1976) é o método mais antigo na quantificação da biomassa microbiana do solo e consiste na fumigação de uma amostra de solo (semelhante ao método da fumigação-extração). A técnica da fumigação-extração (Vance *et al*., 1987) envolve a eliminação dos microrganismos pelo clorofórmio. O carbono liberado pela morte dos microrganismos é determinado por extração química ou digestão. A respiração induzida pelo substrato é determinada pela quantificação do fluxo de CO_2 liberado pelo solo durante um período de incubação entre 7 a 10 dias, sendo os resultados expressos em mg CO_2 Kg^{-1} de solo dia^{-1} (Alef, 1995).

O conhecimento dos níveis de carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo se tornam importantes para conservação da matéria orgânica do solo, monitoramento de áreas sob influência antrópica, servindo como sensível indicador de alterações provocadas no ambiente (Silva *et al*., 2007; Hungria *et al*., 2009; Wu *et al*., 2014; Silva *et al*., 2018; Su *et al*., 2018). As bactérias e os fungos são os principais responsáveis pela maior liberação de CO_2 via degradação da matéria orgânica. A respiração basal do solo (RBS) é definida como soma de todas as funções metabólicas nas quais o CO_2 é produzido e possui uma estreita relação com as condições abióticas do solo, entre elas a umidade, temperatura e aeração (Silva *et al*., 2007; Kuyukin *et al*., 2013). A disponibilidade de carbono no solo é uma fonte importante para o aumento da RBS (Casttelan e Vidor, 1990; Orenes *et al*., 2010; Spohn *et al*., 2016). Pela razão entre a RBS por unidade de CBM durante um período de tempo obtém-se o quociente metabólico do solo (qCO_2), que indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para biossínteses. Desta forma, o qCO_2 é um sensível indicador para estimar a atividade biológica e a qualidade do substrato (Saviozzi *et al*., 2002; Rivera *et al*., 2014; Spohn *et al*., 2016). O qCO_2 pode ser utilizado como indicador de estresse quando o CBM é afetado, sendo ambas as ferramentas importantes no entendimento das transformações e perdas nos compartimentos orgânicos do solo (Silveira *et al*., 2007).

O CBM isoladamente pouco reflete as alterações na qualidade do solo, apesar de ser um indicador precoce de intervenções antrópicas (Brookes, 1995). Entretanto, a biomassa microbiana associada ao conteúdo de matéria orgânica pode ser utilizada como índice para comparar a qualidade do solo em diferentes manejos (Araújo e Monteiro, 2007). As diferenças na CBM podem levar a mudanças consideráveis nas funções da matéria orgânica

e na ciclagem de nutrientes (Bai *et al*., 2020). A matéria orgânica é um parâmetro chave, que determina qualidade, produtividade e funcionamento ecológico dos solos (Kucerik *et al*., 2018). A estimativa da CBM juntamente com carbono orgânico total e respiração basal, fornecem parâmetros para o estudo da dinâmica do carbono do solo.

O ambiente e as formas de manejo dos solos podem influenciar na biomassa microbiana, na taxa de respiração, na atividade enzimática e na estrutura das comunidades neste solo. Por isso, conhecer esses indicadores e os mecanismos que influenciam no desenvolvimento das estruturas das comunidades do solo, para avaliar e planejar práticas de manejo, e estabelecer atributos físico-químico-biológicos ao solo a ser recuperado são de fundamental importância (Matsuoka *et al*., 2003).

3.8. Materiais usados como aglomerantes em compósitos

A técnica do NC é uma proposta para a restauração ou recuperação de áreas degradadas, que ainda está em estudo. Sua composição e aplicabilidade necessitam ser exploradas como descrito por Marques *et al*. (2017). Avaliar a utilização de substâncias aglomerantes mais sustentáveis, que poderiam melhorar sua estrutura, bioreceptividade e tempo de duração no meio ambiente, foi sugerido por Couto (2020) como uma proposta de continuidade do seu estudo. Aglomerantes como argila bentonita sódica e hifas de fungos são descritos na literatura como sustentáveis e podem ser interessantes na confecção dos NCs.

3.8.1. Argila Bentonita Sódica

O termo bentonita foi aplicado pela primeira vez a um tipo de argila plástica e coloidal de uma rocha descoberta nos Estados Unidos. Esta argila é constituída principalmente pelo argilomineral montmorilonita, e por minerais do grupo das esmectitas, família de argilas com propriedades químicas e físicas semelhantes (Luz e Oliveira, 2008). Bentonita é uma argila de granulação muito fina, que pode conter alguns elementos e impurezas como metais alcalinos, matéria orgânica e areia silicosa de grãos finos (Pablos, 2008). Existem dois tipos de bentonitas: as sódicas que incham (*swelling bentonites*), cujo cátion adsorvido predominante é o sódio, e quando em contato com a água expande seu volume até vinte vezes em relação à argila seca; e as cálcicas que não incham (*non-swelling bentonites*), estas possuem a mesma composição mineralógica que as bentonitas que incham, tendo os cátions cálcio e magnésio como predominantes (Santos, 1992; Klein e Dutrow, 2008). As principais

jazidas de bentonita em operação no Brasil estão localizadas nos estados da Paraíba e Bahia (Luz e Oliveira, 2008).

As bentonitas são abundantes na natureza e têm baixo custo, por isso são as argilas mais utilizadas como aglomerantes. Dentre as diversas aplicabilidades das bentonitas estão o uso em processos de fundição, pelotização do minério de ferro, construção civil, tratamento de água, impermeabilização de aterros, catálise e outros (Abreu, 1973; Luz e Oliveira, 2008; Figueiredo, 2017). Pesquisas desenvolvidas na área da construção civil, vêm utilizando misturas de argilas bentonita (calcinada/sódica) para avaliar sua viabilidade como materiais cimentícios complementares aceitáveis sustentáveis, na fabricação de argamassas e como substituintes parciais do cimento na produção de concreto (Lange *et al*., 2015; Laidani *et al*., 2020). No estudo de Barati *et al*. (2020), foi avaliada a estabilização de rejeitos de minério de ferro com cimento e bentonita para uso em construção de aterros e estradas em uma mina de minério de ferro no Irã. Segundo Amorim *et al*. (2006), a argila bentonita sódica possui características específicas importantes como: atrair cátions, auxiliando na fertilização do solo; fixação de nutrientes no solo; atuar como adsorvente natural; alta porosidade, o que contribui para a colonização de microrganismos.

3.8.2. Biocompósito de hifas fúngicas

Atualmente, estudos sobre tecnologias "verdes" têm ganhado destaque, estes consistem em materiais naturais para obtenção de produtos de menor impacto ambiental, como biomaterial ou biocompósito (Fowler *et al*., 2006). Um dos componentes utilizados na fabricação de biocompósito (Figura 2) é o micélio de fungo. Segundo Attias *et al*. (2019), o micélio é constituído por compostos poliméricos naturais (quitina, celulose e proteína), possuem características que podem ser ajustadas através de mudanças nos substratos (nutrientes) e requerem pouca energia para produção, tendo crescimento próprio. O micélio de fungo é uma rede complexa de fibras entrelaçadas, microscópicas, compreendendo a parte vegetativa de fungos saprófitos (que se alimentam de matéria orgânica), tendo papel essencial como decompositores em ecossistemas (Cossio *et al*., 2012; Melorose *et al*., 2015). As espécies de fungos mais utilizadas são *Ganoderma lucidum* (GL, HAMBI FBCC665), e *Pleurotus ostreatus* (PO, HAMBI FBCC0515) (Haneef *et al*., 2017; Attias *et al*., 2019; Caba *et al*., 2020).

Segundo Yang *et al*. (2017), o uso de micélio fúngico confere ao material propriedades mecânicas e físicas deixando-o mais leve. A rede fibrosa de micélio associada

a resíduos agrícolas, é empregada na fabricação de espumas sintéticas (Attias *et al*., 2019) e na biorremediação de ambientes contaminados com compostos químicos, como corantes têxteis (Salame *et al*., 2013). O uso de produtos à base de micélio é considerado como biodegradável e sustentável, contribuindo para transformação de uma economia sustentável (Cerimi *et al*., 2019).

Figura 2: Material biocompósito, resultante do crescimento de micélio fúngico cultivado em resíduo de videira.
Fonte: Attias *et al*., 2019.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Tendo em vista os objetivos da pesquisa, o trabalho foi desenvolvido em três fases distintas e complementares, como apresentado no fluxograma da Figura 3. A primeira fase consistiu na coleta e caracterização do *topsoil* de CR, quanto à composição química e mineralógica (FRX e DRX) e fertilidade. Na sequência, os NCs foram confeccionados e incubados em condições laboratoriais. Na segunda fase, os NCs foram avaliados ao longo do tempo quanto aos atributos químicos e biológicos em condições de incubação em laboratório e observados o crescimento de organismos fotobiontes (Figura 3).

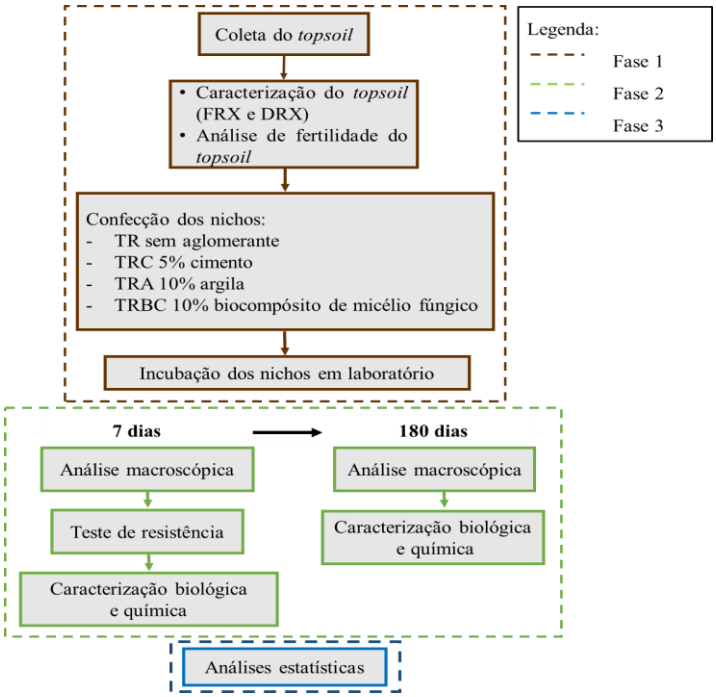

Figura 3: Fluxograma da parte experimental dividido, em três fases: fase 1 – coleta, caracterização e construção dos nichos; fase 2 – análises experimentais; fase 3 – análises estatísticas.

As retiradas dos NCs dos períodos de incubação foram após 7 e 180 dias, sendo realizadas as análises dos atributos biológicos (carbono da biomassa microbiano, respiração basal e quociente metabólico), observação macro e microscópica dos seres fotobiontes e fertilidade química dos nichos. O teste de resistência foi realizado somente na primeira retirada dos NCs (após 7 dias). A terceira fase constituiu da análise estatística dos dados.

4.1. Coleta dos materiais e constituintes dos NCs

A área da coleta do *topsoil* (Figura 4A) do CR está localizada na região da Serra da Piedade (19° 49' 21,51" S e 43° 40' 38,22" O) e se constitui de uma canga laterítica. O tipo de substrato encontrado no CR é rochoso laterítico, com solos rasos e ferruginosos, com alto teor de alumínio (Al^{3+}) e baixo teor de nutrientes (Benites *et al*., 2007). O local da coleta está inserido dentro do Santuário da Serra da Piedade em uma região especificamente tombada como Monumento Natural Estadual da Serra da Piedade (MONAESP) que abrange os municípios de Caeté e Sabará, dentro da região metropolitana de Belo Horizonte, no setor norte do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais (licença de coleta n°004/2021). O MONAESP

tem uma área de 1.947 hectares. O clima da região é subtropical de alta altitude (Bueno, 1992).

As amostras foram retiradas na profundidade de 10 cm, em seis pontos diferentes de três transectos distintos, com distanciamento de 2 metros, dentro de uma mesma área (Figura 4B), seguidas de remoção de detritos e raízes visíveis, homogeneizadas e peneiradas através de uma malha fina de 2 mm, acondicionadas em sacos plásticos e armazenadas na geladeira a 4°C. Para as análises do CBM, o tempo de refrigeração foi de até dez dias (Silva *et al*., 2007). Segundo Couto (2020), o rejeito de minério de ferro foi coletado na barragem de Bocaina, em Ouro Preto, e foi secado em temperatura ambiente. Três tipos de aglomerantes foram utilizados na confecção dos NCs para conferir estrutura aos módulos: o cimento Portland CP V – Ari Max, a argila Bentonita Sódica Volclay e Biocompósito de micélio fúngico.

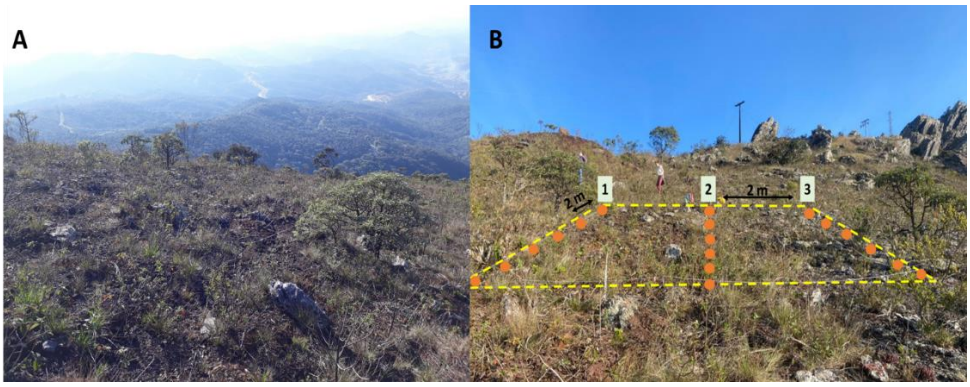

Figura 4: Área de campo da coleta na serra da Piedade (A). Demarcação detalhada da área de coleta do *topsoil*, representado pelo quadrado amarelo pontilhado, a numeração representa os três transectos e os pontos alaranjados as localizações da retirada das amostras em cada transecto (B).

4.2. Caracterização do *topsoil* do Campo Rupestre

Para realizar as análises de caracterização do *topsoil* do CR foram coletados aproximadamente 15 kg de material. Ainda em campo, foi realizada a peneiração das amostras em peneira com malha de 2 mm. Após a coleta, as amostras foram homogeneizadas e secadas por 48 h à temperatura ambiente. As técnicas utilizadas para caracterização do material foram fluorescência de raios X (FRX) e difratometria de raios X (DRX).

4.2.1 Caracterização química e mineralógica

A composição química do *topsoil* do CR foi analisada empregando Espectrômetro de fluorescência de raios X Shimadzu modelo EDX 720, com resultados expressos na forma de óxidos. As análises mineralógicas das amostras de *topsoil* foram realizadas no difractômetro de raios X Shimadzu 7000, nas seguintes condições de operação: radiação Cu Kα (35 KV/ 40 mA), velocidade do goniômetro 0,02° por passo em 2θ, com tempo de contagem de 3 segundos por passo e coletados no intervalo de 5° a 80° em 2θ. A interpretação do espectro foi efetuada por comparação com padrões contidos no banco de dados PDF 02 (ICDD, 2003).

4.2.2. Análise de fertilidade

As análises dos parâmetros químicos pH, $H^{+}Al$, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, P, K, C, N, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions total e efetiva (CTC e CTC_e), saturação de alumínio (SA), saturação de bases (V%) e matéria orgânica (MO) do *topsoil*, foram realizadas pelo Laboratório de Química e Agropecuária do Instituto Mineiro de Agropecuária (IMA). Para envio das amostras, estas foram homogeneizadas, secadas ao ar, destorroadas e condicionadas em sacos plásticos transparentes.

4.3. Confecção do biocompósito fúngico do NC

A produção dos biocompósitos (BCs) foi realizada em cinco etapas. Na (1ª etapa), realizou-se o repique do fungo (*Ganoderma lucidum* Lingzhi) em placa de Petri contendo meio de cultura Batata Dextrose Ágar (BDA), incubado por 7 dias em câmara de germinação com fotoperíodo (Marconi MA 403) de 30°C. Concomitantemente (2ª etapa), as fibras de bagaço de cana foram preparadas, as quais foram obtidas de um quiosque da lagoa da Pampulha. Estas fibras foram fragmentadas e mantidas em estufa de circulação (Marconi MA 035) a 60 °C por 48 horas até estarem totalmente secas, seguido de trituração e peneiração em peneiras com granulometria entre 3 e 6 mesh. Em sacos transparentes, foi colocado 20% da fibra de bagaço de cana (40 g) e aproximadamente 120 mL de água destilada para deixar toda fibra úmida, em seguida os sacos contendo o material foram autoclavados por 20 minutos.

A preparação do meio para os inóculos de micélio fúngico (3ª etapa) foi realizada acondicionando-se 6 g de grão de trigo cozido e 2 g de gesso agrícola (sulfato de cálcio) em

sacos plásticos, posteriormente autoclavados por 20 minutos e resfriados por 30 minutos dentro de um fluxo laminar com radiação ultravioleta. No ambiente asséptico do fluxo laminar foram realizados inóculos de 3 *plugs* de micélio fúngico nos meios dentro dos sacos, e incubados em incubadora tipo BOD com temperatura constante a 30°C, na ausência de luz por 10 dias.

O BC foi produzido (4ª etapa) a partir do material produzido na 2ª etapa (fibra de bagaço de cana) e 3ª etapa (massa fúngica). Nesta etapa foram utilizados anéis de PVC com 15 cm de diâmetro e 2,7 cm de altura, desinfectados com hipoclorito de sódio (2 a 2,5 % m/m), sendo base e tampa de papelão envoltas com papel alumínio estéreis após autoclavagem. Todo o processo da montagem foi realizado no ambiente estéril do fluxo laminar. Em cada anel de PVC foi colocado, a fibra de bagaço de cana (40 g) e a massa fúngica produzida em cada saco incubado, ambos foram homogeneizados com auxílio de uma pinça estéril para uma distribuição igual de todo material dentro do anel. Os anéis foram fechados com os papelões recobertos com o papel alumínio e, estes foram colocados em sacos transparentes estéreis com um chumaço de algodão estéril umedecido e levados para BOD com temperatura constante a 30 °C, na ausência de luz por 20 dias. A cada 5 dias, o material foi observado e fotografado para acompanhamento do crescimento do fungo. Após o período de 20 dias de incubação, (5ª etapa) os BCs foram desmoldados das formas de PVC e secos em estufa (Marconi MA 035) a 60°C por 48h, para interromper o crescimento das hifas fúngicas, seguidos de trituração. O material foi armazenado em potes transparentes limpos, a temperatura ambiente até a montagem dos nichos.

4.4. Confecção dos Nichos Construídos

Para a confecção dos nichos foi adotado a metodologia adaptada do estudo de Couto (2020). O Quadro 1, apresenta as composições/porcentagens utilizadas para cada tratamento na construção dos nichos construídos e dos controles experimentais: *topsoil* e rejeito de minério de ferro, para fins de comparação. Foram adotadas três repetições, para os dois controles e para os quatro tratamentos. As composições de cada tratamento (Quadro 1), foram colocadas em um misturador mecânico tipo planetário, adicionando à cada mistura 40 mL de água. Em seguida, os constituintes foram misturados por um minuto em velocidade baixa e mais um minuto em velocidade alta. A mistura foi colocada em moldes cilíndricos com diâmetro interno de 50 mm e altura 100 mm, sendo preenchidos em quatro camadas de alturas

aproximadamente iguais, cada camada recebeu 30 golpes de soquete de maneira uniforme. Os nichos ficaram 7 dias expostos ao ar, para processo de cura, depois incubados.

Quadro 1: Composições adotadas para confecção dos controles e dos tipos dos nichos.

Composição dos materiais	Tipos e controles*
Topsoil 50% + Rejeito 50%	TR
Topsoil 60% + Rejeito 30% + Cimento 5% + água 5%	TRC
Topsoil 60% + Rejeito 30% + Argila 10%	TRA
Topsoil 60% + Rejeito 30% + Biocompósito 10%	TRBC
Topsoil 100%	T
Rejeito 100%	R

* TR: *topsoil* e rejeito; TRC: *topsoil*, rejeito e cimento; TRA: *topsoil*, rejeito e argila; TRBC: *topsoil*, rejeito e biocompósito; T: *topsoil*; R: rejeito.

4.5. Incubação dos NCs em condições laboratoriais

Os NC foram incubados em frascos selados de 2 L com oxigenação em uma câmara germinadora (Marconi MA 403) sob temperatura constante controlada (25 °C) e fotoperíodo (12 h alternado de luz e escuro). Baseado-se no estudo de Couto (2020), a umidade dos nichos foi controlada em torno de 60 % da capacidade de campo em relação à massa do material estudado. Para monitorar a umidade, as massas dos nichos foram medidas durante todo período de incubação, com objetivo de manter sua massa inicial (60 % da capacidade de campo), os nichos com massa menor, foram umedecidos até atingir sua massa estabelecida.

Todas as composições foram analisadas quanto aos atributos biológicos CBM, RB e qCO_2 após 7 e 180 dias de incubação e observados quanto ao desenvolvimento de organismos fotobiontes. Para as análises biológicas, cada nicho foi dividido em duas partes iguais totalizando duas subamostras. No total, seis amostras foram analisadas por tratamento (Fig. 5).

4.6. Avaliação dos efeitos dos materiais constituintes do NC e do tempo de incubação

As análises químicas e biológicas dos NC foram realizadas de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 5. Para realizar as análises biológicas, as triplicatas de cada tratamento foram divididas em duas subamostras, no qual 50 g de cada subamostra foi

utilizada para análise da Respiração Basal e 40 g para o Carbono da Biomassa Microbiana. O restante da massa dos nichos, foi utilizada para análise de fertilidade em triplicatas.

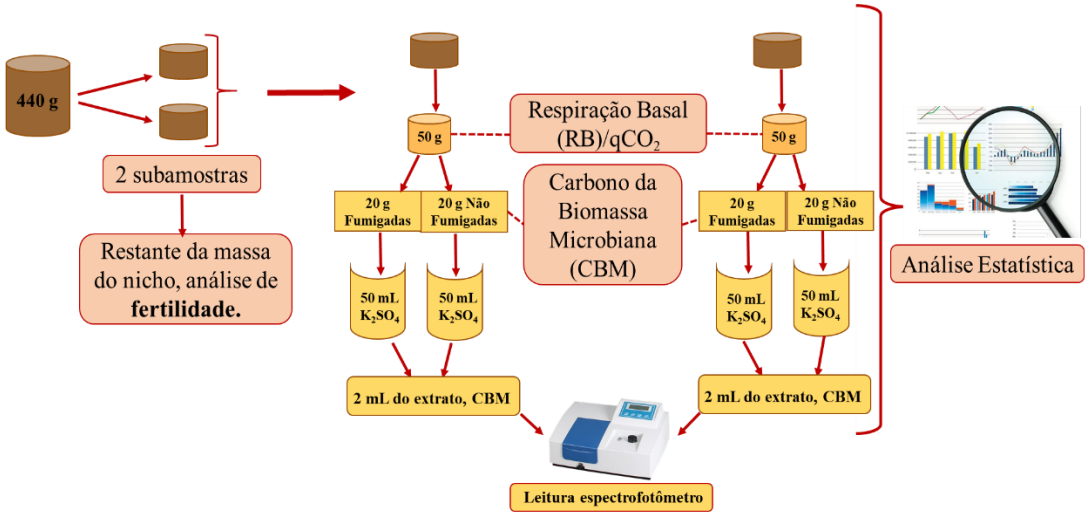

Figura 5: Fluxograma das análises químicas e biológicas.

4.6.1. Na resistência mecânica à compressão

O equipamento Prensa para Teste de Compressão 300 kN, foi utilizado para testar à resistência dos nichos do período de 7 dias, seguindo a norma NBR12142 de 10/2010.

4.6.2. No carbono da biomassa microbiana (CBM)

O CBM foi quantificado por espectrofotometria UV-VIS DR6000 - Hach, utilizando o método extração-fumigação, desenvolvido por Vance *et al*. (1987), adaptado por Knupp *et al.* (2011). No processo de extração do CBM, 20 g das subamostras (fumigadas e não fumigadas) de cada tratamento e dos controles, receberam 50 mL de uma solução 0,5 M de K_2SO_4 (Tate *et al*., 1988) (Figura 5), estas foram agitadas por 40 minutos a 170 rpm e, posteriormente, deixadas sob decantação por 30 minutos. Em seguida foram filtradas em papel de filtro 28 µm para a separação do extrato a ser utilizado na determinação do CBM.

Para as análises espectrofotométricas, curvas padrão contendo concentrações conhecidas de carbono, foram desenvolvidas para auxiliar na interpretação dos resultados. Para montagem da curva foi utilizado biftalato de potássio como fonte de carbono ($C_8H_5KO_4$) considerando que cada 1 mg de biftalato de potássio corresponde a 0,441 mg de carbono. O biftalato de potássio foi diluído em 200 mL de solução extratora (K_2SO_4) obtendo-se uma

solução padrão com concentração de 1 mg C mL^{-1}. A partir dessa solução, por diluições sucessivas em K_2SO_4, foram obtidas soluções nas seguintes concentrações: 0,6; 0,5; 0,4; 0,3; 0,2; 0,1; 0,05 e 0,025 mg C mL^{-1}, para construção da curva. Para leitura da curva no espectrofotômetro, alíquotas de 2 mL de cada solução de biftalato de potássio foram transferidas para tubos de ensaio e, em seguida, cada tubo recebeu 4 mL da solução digestora, constituída por 4,8 g de dicromato de potássio (0,066 M) em 250 mL de água destilada e 750 mL de ácido sulfúrico. Em seguida para quantificação do CBM das amostras, alíquotas de 2 mL de cada extrato, foram transferidas para tubos de ensaio, seguidos da adição de 4 mL da solução digestora, os tubos foram aquecidos a 70 ºC por 40 minutos para a completa digestão.

O padrão zero para a espectrofotometria foi obtido com 2 mL da solução extratora (K_2SO_4) e 4 mL da solução digestora e submetida às mesmas condições de digestão que as demais amostras. Após a digestão e resfriamento dos tubos, foi realizado, a leitura no espectrofotômetro UV-vis com comprimento de onda de 600 nm. Os valores de absorbância foram utilizados para a construção da curva padrão. A média das triplicatas das amostras foi substituída na equação 1, em que "a" e "b" são valores da equação de reta da curva padrão, e o resultado "X" corresponde à quantidade de carbono em mg mL^{-1}.

$$X = (média\ das\ triplicatas - b) * a^{-1} \quad (1)$$

O valor de "X" encontrado foi substituído na equação 2, em que "50" corresponde ao volume da solução extratora utilizada e "mu" a massa úmida em 20 g de amostra. O resultado "Z" corresponde à quantidade de CBM em 1 kg de amostra úmida.

$$Z - (X * 50 * 1000) * mu^{-1} \quad (2)$$

Desse valor obtido nas amostras fumigadas e, para a obtenção do valor de CBM, o resultado foi dividido pelo fator de correção K_c = 0,33, utilizado para regiões tropicais, como expresso na equação 3:

$$CBM = (Z\ amostras\ fumigadas - Z\ amostras\ não\ fumigadas) * kc^{-1} \quad (3)$$

4.6.3. Na respiração basal (RB) e o quociente metabólico (qCO_2)

Respirômetros tipo Bartha foram utilizados para avaliar a produção de CO_2 através da quantificação da RB dos controles e dos módulos (Bartha e Pramer, 1965), adaptado de Silva *et al*. (2007). Soluções de hidróxido de potássio 0,1 M (10 mL) e 0,6 M (20 mL) foram

utilizadas para absorção do CO_2 produzido pelos microrganismos nas amostras: T, R, TR, TRC; TRA e TRBC, respectivamente. Os respirômetros foram preparados com 50 g das subamostras das triplicatas de cada tratamento e dos controles, as amostras foram umidificadas a 60 % da capacidade de campo e incubadas em um ambiente escuro por um período de 7 dias (168 h). Após a incubação, cada amostra recebeu 1 mL de cloreto de bário 0,5 mol/L, utilizando fenolftaleína como indicador. A solução de hidróxido de potássio (KOH) utilizada para capturar o CO_2 permitiu sua quantificação por meio de titulação do KOH residual com ácido clorídrico (HCl) 0,1 M para as amostras T, R, TR e TRC; e HCl 0,6 M para TRA e TRBC. Para cálculo do branco, amostras de KOH 0,1 M e 0,6 M (livre de CO_2) foram tituladas. Para o cálculo da respiração basal das amostras (mg de C-CO_2 kg^{-1} amostra), foi utilizada a equação 4:

$$RB = \frac{\frac{(V_b - V_a) * M * 6 * 1000}{M_u}}{T} \qquad (4)$$

em que, V_b é o volume em mL de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle; V_a é o volume em mL gasto na titulação da amostra; M é a molaridade exata do HCl; M_u é a massa em gramas da amostra úmida; T é o tempo de incubação da amostra em horas.

O quociente metabólico (qCO_2) da amostra (mgC-CO_2 g^{-1} CBM), foi determinado pela equação 5:

$$_qCO_2 = \frac{RB}{CBM} \quad (5)$$

em que, RB é a respiração basal da amostra; CBM é o carbono da biomassa microbiana da amostra.

4.6.4. Observação do desenvolvimento de organismos fotobiontes

As amostras foram observadas no período de 7 e 180 dias, para avaliar a evolução do crescimento de organismos fotobiontes nos NCs. As amostras foram fotografadas em um foto-estereomicroscópico SZN7I-SDPTOP e fotomicroscópio EX30-SDPTOP, para auxiliar na identificação das famílias dos organismos, através das características morfológicas deles.

4.6.5. Análise de fertilidade

As amostras dos nichos incubados por 180 dias foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e acondicionadas em sacos transparentes estéreis para análises dos parâmetros químicos pH, H^+Al, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, P, K, C, N, SB, CTC, CTC_e, SA, V% e

MO realizadas pelo Laboratório de Química e Agropecuária do Instituto Mineiro de Agropecuária (IMA).

4.7. Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas para os diferentes tipos de NCs e controles, para avaliar o efeito dos constituintes dos nichos nos atributos químicos e biológicos entre o tempo de 7 dias e 180 dias de incubação. Para melhor compreensão dos dados obtidos quanto à fertilidade, MO, RB e CBM foi utilizado o software Past 4.03 para tratamento estatístico. Inicialmente, testou-se a normalidade (homogeneidade) dos dados através do teste de Shapiro-Wilk. Os dados com distribuição normal foram submetidos à análise de variância One Way (ANOVA), seguido do teste de Tukey HSD ($p < 0,05$), para comparação das médias.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caraterização do *topsoil*, rejeito de minério de ferro e aglomerantes

As caracterizações físico-químicas e mineralógicas do *topsoil*, rejeito de minério de ferro e os aglomerantes (cimento e argila) utilizados na confecção dos NCs estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Composições química e mineralógica dos constituintes do Nicho Construído. Os valores de FRX e DRX do rejeito foram obtidos por Couto (2020).

FRX (%)	***Topsoil****	**Rejeito**	**Cimento** [(1)]	**Argila** [(2)]
Fe_2O_3	72,8±1,4	48,5	3,0	6,4
SiO_2	25,2±1,4	48,6	19,0	63,4
MgO	-	0,15	0,7	2,7
SO_3	0,15±0,03	0,08	3,0	-
K_2O	-	0,17	0,8	0,7
CaO	-	0	63,3	0,7
TiO_2	-	0,12	0	0,7
Mn_2O_3	-	0,67	0	-
P_2O_5	0,32±0,03	-	-	-
Al_2O_3	1,5±0,1	0	5,0	15,7
CO_2	-	0	3,0	-
Na_2O	-	-	-	1,5
DRX	***Topsoil***	**Rejeito** [(1)]	**Cimento** [(2)]	**Argila** [(3)]
Hematita	+	+	-	-
Quartzo	+	+	-	+
Pirolusita	-	+	-	-
Goetita	+	+	-	-
Feldspato	-	-	-	+
Caulinita	-	+	-	-
Montmorilonita	-	-	-	+

*Os valores representam médias ± desvio padrão das amostras do *topsoil* da Serra da Piedade (n=3).
(1) Valores de FRX do cimento obtidos através do Certificado de ensaios em cimento ABNT NBR 5733/91.
(2) Valores de FRX, DRX obtidos do estudo de Ferreira (2004).
(+) presente/ (-) ausente.

Observou-se que os valores da composição química por Fluorescência de Raios X, para o óxido de ferro (Fe_2O_3) (~72 %) e dióxido de silício (SiO_2) (~25 %) no *topsoil* de estudo foram diferentes quando comparados ao da Serra da Moeda, que apresentaram teores de Fe_2O_3 (85,19) e SiO_2 (9,76) (Couto, 2020). O valor de ferro de ambas as áreas de estudo era esperado, por serem solos de campo rupestre ferruginosos. Nossos resultados confirmam a heterogeneidade edáfica de cada local a depender do sítio geológico e, por isso, os teores de hematita variaram nos ecossistemas de canga da região do QF (Ruchky, 2007). A intemperização dos solos de CR (Rezende, 2013; Filho *et al*., 2015; Schaefer *et al*., 2015), contribuem para os teores de SiO_2 encontrados nessa região, como o valor de (~25 %) observado no *topsoil* da Serra da Piedade. Apesar dos baixos valores SiO_2 em ambientes de canga, o silício (Si) é necessário, por estar relacionado à morfologia e estruturação durante o ciclo de desenvolvimento das plantas, como gramíneas, exercendo papel importante nas interações planta-ambiente, por oferecer condições de suportar adversidades climáticas e biológicas (Filgueiras, 2007; Menegale *et al*., 2015).

Na Tabela 1 observa-se que o valor de Fe_2O_3 para o rejeito (48,5 %) foi menor quando comparado ao *topsoil* de estudo (~72 %) e, para o cimento e argila ainda menores que todos os materiais analisados. No entanto, o valor de hematita no rejeito é semelhante ao encontrado para outras localidades (Freitas *et al*., 2018; Rocha *et al*., 2019). O valor de FRX do SiO_2 do rejeito foi maior (48,6 %) comparado à outras amostras de rejeito (20,4 e 30,2 %) de locais distintos de coleta na região do QF (Bastos *et al*., 2016; Freitas *et al*., 2018), respectivamente. As argilas bentonitas são conhecidas por terem sílica em sua composição, além de ter outros argilominerais como: óxido de alumínio (Al_2O_3), MgO e CaO, em menor quantidade (Figueiredo, 2017). O teor de sílica foi semelhante aos descritos nas literaturas de Lange *et al*. (2015) e Laidani *et al*. (2020), o rejeito de minério de Fe tem o SiO_2 como um dos seus constituintes em proporção semelhante ao Fe_2O_3 (Araújo *et al*., 2008). Os valores de sílica foram maiores na argila (~63 %), e baixo no cimento (19 %).

Óxidos tais como o óxido de potássio (K_2O), dióxido de titânio (TiO_2) e trióxido de dimanganês (Mn_2O_3) não foram observados no *topsoil* da Serra da Piedade, mas estes estão presentes em outras regiões pertencentes ao QF (Filho *et al*., 2015; Marques *et al*., 2017; Couto, 2020). Os valores presentes no *topsoil* e cimento de Al_2O_3 e de pentóxido de difósforo (P_2O_5) foram baixos (Tabela 1). Os resultados do FRX do *topsoil* mostraram como o CR é enriquecido pelas composições de óxidos de ferro, silicatos e óxidos de alumínio, como já observado para outras localidades (Vincent e Meguro, 2008; Shuster *et al*., 2012; Coelho *et*

al., 2017). Os compostos químicos detectados nos constituintes do NC, contribuem para estrutura e qualidade do material.

Os difratogramas apresentados na Figura 6 mostram a composição mineralógica do *topsoil* da Serra da Piedade. As amostras (referente ao três transectos da área coletada) apresentaram as reflexões características de materiais cristalinos. Os resultados do DRX apresentaram as fases minerais existentes nas amostras, como o óxido de silício (SiO_2) detectado na forma cristalográfica de quartzo, o oxi-hidróxido de ferro encontrados na forma cristalina dos minerais hematita (Fe_2O_3) e goetita (α-FeOOH), respectivamente (Figura 6).

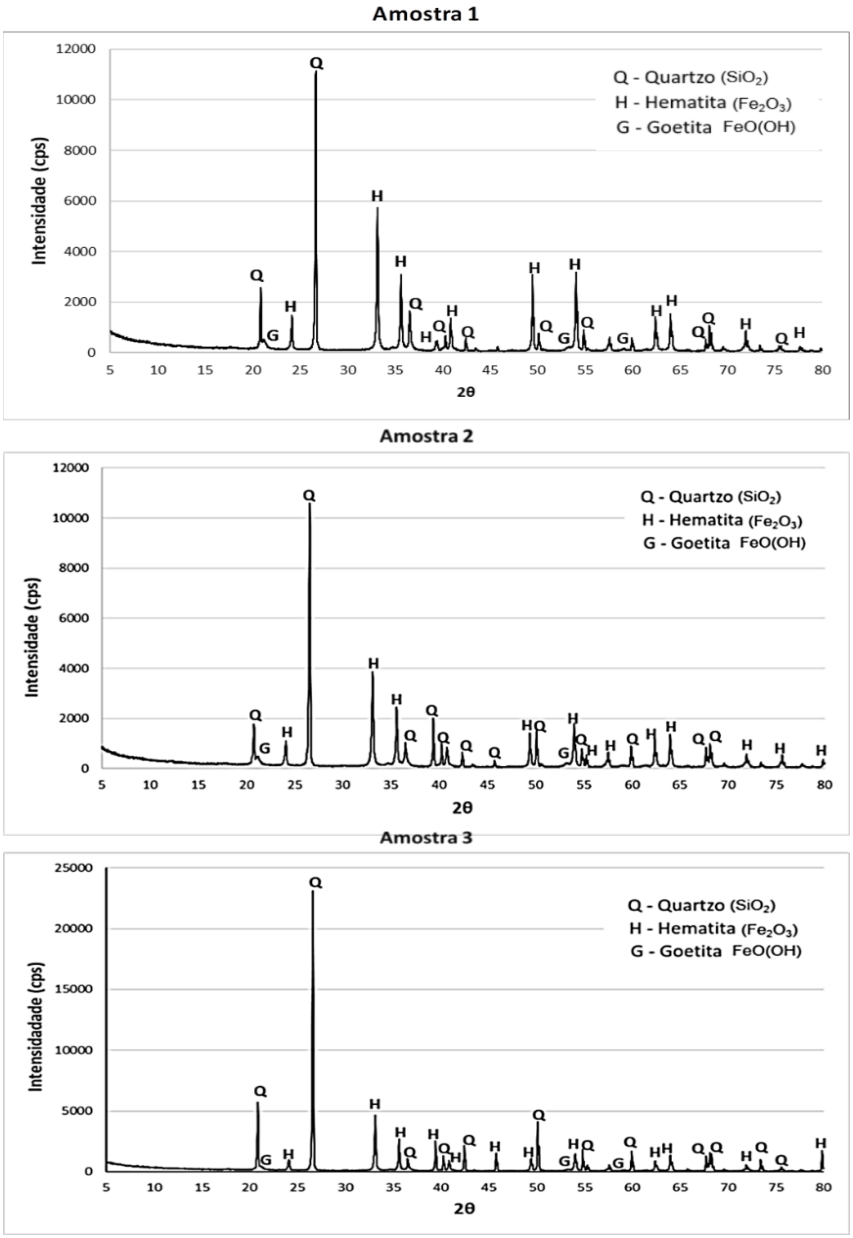

Figura 6: Difratogramas das amostras de *topsoil* da Serra da Piedade.

A semelhança na composição mineralógica das três amostras observada nos difratogramas mostra uma composição simples, sem a presença de argilominerais, que geralmente estão presentes no solo. Um outro aspecto importante a ser ressaltado é que os resultados de DRX corroboram os resultados da composição química do *topsoil* obtidos por FRX listados na Tabela 1, uma vez que a composição das fases mineralógicas identificadas (hematita, goetita e quartzo) são compostas por Fe_2O_3, α-FeOOH e SiO_2. Os resultados químicos do *topsoil* analisado diferenciam-se um pouco quando comparados a Serra da Moeda, onde o teor de SiO_2 foi menor (10%) (Couto, 2020), já os resultados mineralógicos foram semelhantes (hematita, quartzo e goetita).

A presença dos minerais encontrados no *topsoil* de CR da Serra da Piedade, estão associadas ao contexto geológico de formação do QF, constituído por diferentes sítios geológicos, no qual cada Serra pertence (Ruchkys, 2007; Filho *et al*., 2015), podendo influenciar nas características do NC, quando misturado com outras combinações (rejeito, cimento e argila). No rejeito também foram observados os minerais quartzo e hematita, além de caulinita ($Al_2Si_2O_5(OH_4)$) e pirolusita (MnO_2) (Tabela 1), sendo estes os constituintes principais do rejeito de minério de ferro (Sant`Ana Filho *et al*., 2017). Segundo Filho *et al*. (2011) é comum encontrar o manganês (Mn) na forma cristalina de pirolusita em rejeitos, pois alguns solos do QF possuem teores de Mn, principalmente os dolomitos ferruginosos. Apesar do *topsoil* analisado ser de CR ferruginoso, não foi encontrado na análise de FRX o MnO. Na argila foi detectado, a presença de quartzo e a predominância do argilomineral montmorilonita, pertencente ao grupo das esmectitas. Esse argilomineral possui contaminantes naturais como SiO_2, Fe_2O_3 e dióxido de titânio (TiO_2), minerais encontrados na (Tabela 1).

5.2. Determinação da fertilidade do *topsoil* e dos tipos de NCs

Os resultados das análises químicas (de fertilidade e MO) das amostras de *topsoil*, do rejeito e dos tipos de NCs estão apresentados na Tabela 2. O valor do pH (~5,2) do *topsoil* de estudo foi ligeiramente ácido, similar aos solos das regiões do QF (Schaefer *et al*., 2015; Fernandes *et al*., 2020; Baião *et al*., 2021). Os valores de pH dos controles e das composições dos NCs apresentaram diferenças significativas ($P< 0,001$). A determinação do valor do pH permite avaliar o comportamento químico dos constituintes dos NCs, quanto sua acidez e alcalinidade. Observou-se que usando os aglomerantes como o cimento e a argila, os nichos apresentaram elevação do valor de pH em comparação aos outros (pH 6,13 ± 0,32 de TR e

pH 6,16±0,23 de TRBC) e controles. A análise de pH é essencial para o processo de recuperação do solo. Este parâmetro químico indica se alguns nutrientes como Mg, Ca, K e P estarão na forma solúvel, para serem disponibilizados para as plantas (Ma *et al*., 2001; Paiva *et al*., 2020), além de influenciar na diversidade e crescimento da microbiota (Carvalho *et al*., 2016; Castro *et al*., 2017; Teixeira *et al*., 2017). Os valores de pH do TR e TRBC foram neutros, adequado para o desenvolvimento de plantas, corroborando com o desenvolvimento de fotobiontes nos nichos apresentados neste estudo. A variação do pH do meio exerce grande influência no comportamento da argila, ocasionando colapso de suas estruturas (Ferreira, 2004). Esta propriedade química do nicho TRA precisa ser investigada para avaliar sua influência na resistência mecânica do NC. Os resultados mostraram que os o pH foi afetado pelos constituintes dos NCs.

Os valores CTC também apresentaram diferença significativa entre os controles e os nichos ($P < 0,001$) (Tabela 2). O valor médio da CTC no *topsoil* de estudo foi em torno de 4,02 cmol.carga/dm^3, semelhante ao encontrado por Trindade *et al*. (2020) para ambientes de canga. O que torna os solos do QF pobres em nutrientes são os processos de intemperismo e a ciclagem da matéria orgânica que, por sua vez, depende da CTC (Vicent e Meguro, 2008; Messias *et al*., 2013; Schaefer *et al*., 2015; Trindade *et al*., 2020). A CTC no TRC (9,79 ± 0,09 cmol.carga/dm^3) apresentou valor inferior ao encontrado no estudo de Couto (2020), que obteve valor de 13,8 cmol.carga/dm^3 para o nicho TRC, essa diferença pode ser pelo uso de *topsoil* distintos. A CTC do NC contendo argila foi 5,62 ± 0,48 cmol.carga/dm^3 também foi significativamente maior que o *topsoil* (Tabela 2). As argilas bentonitas possuem elevada CTC e os íons permutáveis deste aglomerante em contato com outros íons podem influenciar nas propriedades físico-químicas do argilomineral, alterando as ligações nas bordas dos cristais e ocasionando sua protonação (Mirza *et al*., 2009; Schillinger *et al*., 2011; Alver e Alver, 2012).

Os resultados da MO não apresentaram diferença significativa entre os controles e os NCs, exceto para o nicho TRBC (Tabela 2). O valor de MO do *topsoil* (21.300 ± 3.000 mg/kg) demonstrou o reflexo da natureza oxidíca do *topsoil* de CR ferruginoso, conhecidos pelos baixos valores de MO (Vicent e Meguro, 2008; Schaefer *et al*., 2016), o que torna o processo de restauração dessas áreas mais complexo. A matéria orgânica exerce influência nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e contribui para nutrição das plantas (Machado *et al*., 2013).

Tabela 2: Caracterização química das amostras de *topsoil* da Serra da Piedade, rejeito e dos tipos de Nichos Construídos.

Propriedades	***Topsoil***	**Rejeito[(1)]**	**TR[(2)]**	**TRC [(3)]**	**TRA[(4)]**	**TRBC[(5)]**
pH (água)	5,20±0,26[a]	7,30±0,46[b]	6,13±0,32[c]	10,43±0,15[d]	9,30±0,17[e]	6,16±0,23[c]
MO (mg/kg)	21.300±3.000[a]	10.500±2.000[a]	19.900±1.700[a]	17.600±1.300[a]	18.000±3.000[a]	141.400±43.5000[b]
C (mg/kg)	12.400±1.800[a]	6.400±300[a]	11.500±1.000[a]	10.200±800[a]	10.500±1.700[a]	82.000±25.200[b]
N (mg/kg)	1.100±100[a]	600±100[a]	1.000±100[a]	900±100[a]	1.000±100[a]	6.400±1.900[b]
P (mg/kg)	2,03±0,23[a]	3,70±0,20[b]	2,00±0,23[a]	8,50±0,46[c]	11,60±1,06[d]	5,37±0,60[e]
K (mg/kg)	17,60±2,08[a]	104,30±2,52[a]	19,30±1,15[a]	326,60±30,55[b]	71,60±12,58[a]	273,30±75,72[b]
Ca^{2+} (cmol.carga/dm^3)	0,68±0,15[a]	0,59±0,02[a]	1,10±0,36[a]	8,83±0,02[b]	4,19±0,34[c]	0,80±0,07[a]
Mg^{2+} (cmol.carga/dm^3)	0,08±0,02[a]	0,04±0,00[a]	0,16±0,03[b]	0,05±0,01[a]	0,73±0,07[c]	0,32±0,01[d]
H^+Al (cmol.carga/dm^3)	3,22±0,60[a]	0,80±0,09[b]	1,36±0,15[c]	0,07±0,03[d]	0,52±0,05[b]	1,67±0,23[c]
Al^{3+} (cmol.carga/dm^3)	0,18±0,07[a]	0,01±0,00[b]	0,08±0,01[b]	0,01±0,00[b]	0,04±0,01[b]	0,20±0,03[a]
SB (cmol.carga/dm^3)	0,81±0,16[a]	0,90±0,01[a]	1,31±0,39[b]	9,72±0,07[c]	5,10±0,44[d]	1,82±0,19[b]
CTC (cmol.carga/dm^3)	4,02±0,52[a]	1,70±0,10[b]	2,66±0,50[c]	9,79±0,09[d]	5,62±0,48[e]	3,49±0,20[f]
CTC_e (cmol.carga/dm^3)	0,99±0,13[a]	0,91±0,01[a]	1,38±0,38[b]	9,73±0,07[c]	5,14±0,45[d]	2,01±0,22[e]
Saturação de Al (%)	18,70±7,45[a]	1,06±0,01[b]	5,84±2,12[b]	0,10±0,00[b]	0,76±0,13[b]	9,78±0,95[a]
Saturação de bases (%)	20,47±5,67[a]	52,95±2,68[b]	48,42±5,93[b]	99,27±0,27[c]	90,84±0,30[c]	52,15±5,12[b]

*Os valores representam médias ± desvio padrão (n = 3). Os valores médios seguidos pelas mesmas letras na mesma linha não apresentam diferença significativa entre os controles e tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). M.O, matéria orgânica; SB, soma das bases; CTC, capacidade de troca de cátions; CTCe, capacidade efetiva de troca de cátions. (1) Resultados das análises do rejeito obtidos do estudo de Couto (2020). (2) TR: *topsoil* e rejeito; (3) TRC: *topsoil*, rejeito e cimento; (4) TRA: *topsoil*, rejeito e argila; (5) TRBC: *topsoil*, rejeito e biocompósito.

O valor de MO (141.400 ± 43.500 mg/kg) do nicho TRBC apresentou diferença significativa dos demais nichos (Tabela 2). Acredita-se que as características que compõem o biocompósito, tais como, celulose, hemicelulose, substâncias poliméricas extracelulares (SPE) contribuíram para esse aumento (Costa *et al*., 2018; Attias *et al*., 2019). Este resultado mostrou a potencialidade deste NC ser receptivo ao desenvolvimento de microrganismos e crescimento de raízes. A MO desempenha um importante papel na retenção de umidade, no aporte de nutrientes e na complexação de Fe, Al e outros metais, fatores fundamentais para iniciar um processo de sucessão ecológica (Schaefer *et al*., 2015).

Os valores de alumínio trocável (Al^{3+}) não apresentaram diferença significativa no *topsoil* (0,18 ± 0,07 cmol.carga/dm^3) e TRBC (0,20 ± 0,03 cmol.carga/dm^3). O valor de Al^{3+} do *topsoil* de estudo foi semelhante aos solos de canga (Rezende, 2013; Trindade *et al*., 2020). O Al^{3+} do nicho TRBC foi significativamente diferente do rejeito e dos demais NCs. Segundo Messias *et al*. (2013), o alumínio trocável nos habitats de campo rupestre é importante para o estabelecimento de algumas espécies de plantas como as da família da Melastomataceae. Estas têm a capacidade de absorver esses cátions e acumular o alumínio em suas folhas, transferindo este elemento para o solo através da decomposição de suas folhas (Haridasan 1982; Jansen *et al*., 2002).

Os valores de SB não apresentaram diferença significativa entre os controles (*topsoil* e rejeito). O valor de SB do *topsoil* (0,81 ± 0,16 cmol.carga/dm^3) deste estudo foi próximo aos relatados para outras localidades de CR segundo Schaefer *et al*. (2016) e Trindade *et al*. (2020). No entanto, nas outras combinações dos NCs os valores de SB foram significativamente diferentes ($P< 0,001$). A SB é um atributo indicativo das condições gerais de fertilidade do solo e explica um déficit de nutrientes do *topsoil* da Serra da Piedade. Nos nichos TR (1,31 ± 0,39 cmol.carga/dm^3) e TRBC (1,82 ± 0,19 cmol.carga/dm^3) o valor de SB mostra que, tanto o rejeito como o biocompósito, pode influenciar nos macronutrientes dos NCs, tais como: Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+. Esses parâmetros são importantes para fertilidade do solo e fazem parte da composição química do cimento e da argila, podendo ter contribuído para os altos valores de SB observados no TRC (9,72 ± 0,07 cmol.carga/dm^3) e TRA (5,10 ± 0,44 cmol.carga/dm^3) (Tabela 2). O valor V % obtido para o *topsoil* foi menor que 50 %, compatível com ambientes de canga constituídos por solos distróficos (SB < 50 %). Um baixo teor de magnésio (Mg), potássio (K) e cálcio (Ca) também foi observado, no entanto, é comum nos CR (Messias *et al*., 2013, Skirycz *et al*., 2014; Trindade *et al*., 2020).

Os valores de P do *topsoil* (2,03 ± 0,23 mg/kg) e TR (2,00 ± 0,23 mg/kg) não apresentaram diferença significativa e foram semelhantes aos substratos de canga, que

contêm teores baixos de P (Skirycz *et al*., 2014; Trindade *et al*., 2020; Baião *et al*., 2021). A presença desses cátions no solo auxilia na nutrição de plantas e microrganismos, por isso a importância de aprofundar as pesquisas, para identificar estratégias de aquisição e utilização desses nutrientes pelos organismos de regiões a serem restauradas (Messias *et al*., 2013). O rejeito e os nichos TR e TRBC não apresentaram diferença significativa entre os valores de V % (Tabela 2). O TRBC apresentou valor de V % (52,15 ± 5,12) semelhante ao dos solos eutróficos (Ronquim, 2010). O resultado deste parâmetro é importante para o estudo de recuperação de áreas degradadas por contribuir para fertilidade do nicho.

Os valores C e nitrogênio N do nicho TRBC foram significativamente diferentes dos controles e demais combinações dos NCs ($P < 0,001$) (Tabela 2). Observou-se valores expressivos de C e N (82.000 ± 25.200 e 6.400 ± 1.900 mg/kg, respectivamente). É provável que, tanto o biocompósito fúngico quanto os outros constituintes, tenham contribuído para o aumento do C e N no nicho TRBC. O *topsoil* e os nichos TR, TRC e TRA não apresentaram diferença significativa para os valores de C e N (Tabela 2). Estes resultados mostram que o rejeito, cimento e argila não afetaram os parâmetros químicos importantes para fertilidade do NC. O *topsoil* de estudo apresentou valor de C baixo (12.400 ± 1.800 mg/kg) típico para solos de CR, que são considerados pobres em C se comparados aos solos do Cerrado. O teor baixo de C é consequência da deficiência de nutrientes e redução da MO. Segundo Santos *et al*. (2014), solos do Cerrado coberto por vegetação nativa e por pastagens possuem altos valores de C (em torno de 52.000 mg/kg e 46.000 mg/kg, respectivamente). Schaefer *et al.* (2015) mostraram que os solos que cobrem a canga ferruginosa possuem teores de N totais baixos, que refletem o déficit químico do solo. O C e o N estão associados à fertilidade do solo juntamente com macro e micronutrientes e, as quantidades adequadas desses parâmetros, são relevantes para o estabelecimento e sobrevivência das plantas e de microrganismos (Garcia *et al*., 2005; Brevik *et al*., 2015; Rojas *et al*., 2016; Baião *et al*., 2021).

O solo do campo rupestre é conhecido por ser um ambiente oligotrófico (Schaefer *et al.*, 2016), mas, apesar de todas as dificuldades impostas por este ecossistema, é constituído por uma rica diversidade e espécies ameaçadas de extinção (Grant e Koch 2007; Jacobi *et al*., 2007). Segundo Marques *et al*., (2017) o *topsoil* é um dos elementos essenciais para confecção do NC por trazer os componentes bióticos exclusivos da área a ser restaurado, além de ter características químicas e mineralógicas que contribuem para o desenvolvimento de organismos.

5.3. Caracterização e resistência dos nichos

Neste estudo, foram testados dois aglomerantes para construção dos nichos: argila e biocompósito. A Figura 7, apresentada a seguir, mostra o processo de fabricação do bicompósito, utilizando o fungo *Ganoderma lucidum*. As porcentagens adotadas dos aglomerantes (nichos TRA = com 10 % argila e TRBC = 10 % bicompósito) não conferiram resistência aos NCs incubados por 7 dias. A Figura 8 mostra os NCs TRC, TRA e TRBC após o processo de cura. Houve dificuldade no processo de desmoldar os nichos contendo argila como aglomerante e observou-se uma forte adesão do material nas paredes da forma de modelar. Apenas um nicho não quebrou neste processo, contudo, apresentou rachaduras em toda sua superfície e não houve homogeneidade na compactação do material dentro da forma (Figura 8B). No nicho com o biocompósito fúngico observou-se uma adesão menor do material nas paredes da forma e os NCs saíram íntegros dos desmoldes (Figura 8C). Contudo, apesar dos nichos TRBC estarem aparentemente compactados e sem rachaduras, demostraram fragilidade quando manipulados.

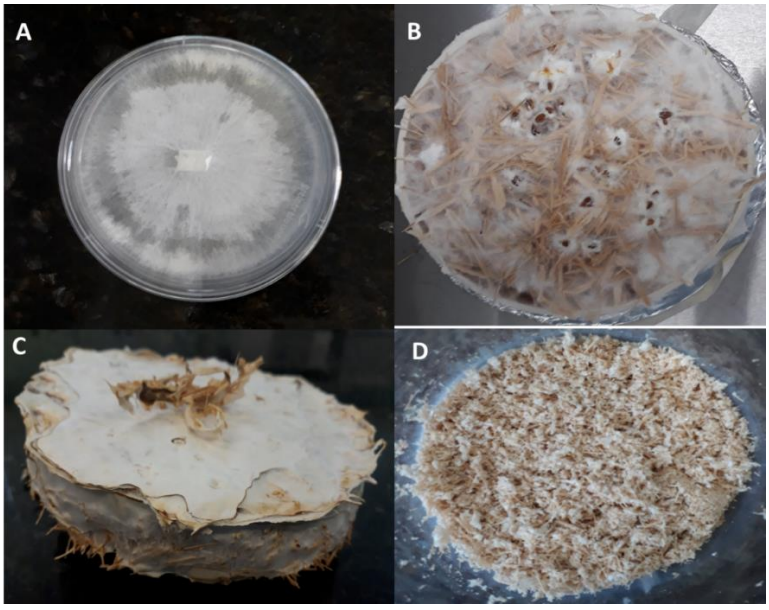

Figura 7: Processo de fabricação do biocompósito. Fungo *Ganoderma lucidum* (A); Crescimento dos fungos no substrato (fibra de bagaço de cana + o inóculo de grão de trigo com gesso agrícola) no período de 10 dias de incubação (B); Biocompósito seco em estufa a 60°C (C); Biocompósito moído (D).

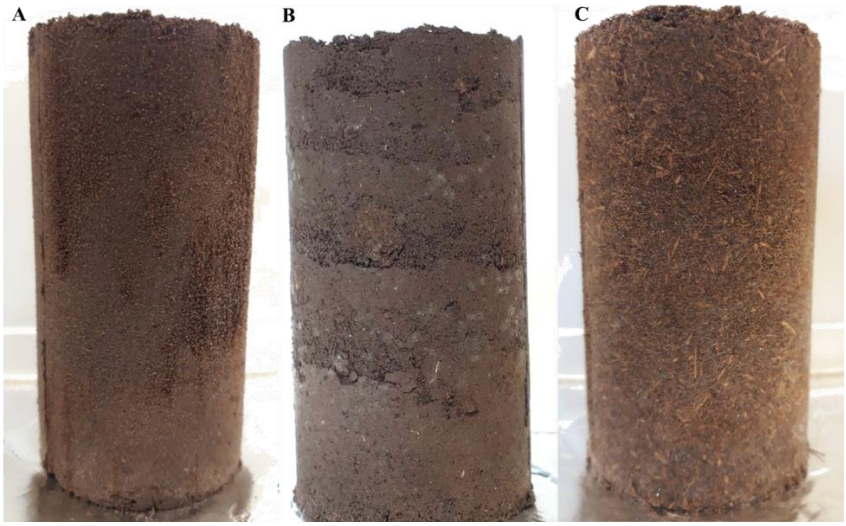

Figura 8: Nichos após o processo de cura. Nicho TRC (A); nicho TRA (B); Nicho TRBC (C).

Neste trabalho adotou-se a porcentagem de 5 % de cimento para confecção dos nichos TRC, seguindo as normas da NBR para confecção de materiais da construção civil. Os NCs contendo cimento foram incubados por 7 dias e apresentaram resistência à compressão de 1,87 MPa, resultado próximo ao encontrado no estudo de Couto (2020), que obteve o valor de ≅ 2 MPa para o nicho TRC. Os valores obtidos nos dois estudos, mostram que o cimento confere uma boa resistência à compressão (Halsted *et al*., 2006; Bastos *et al*., 2016). O TRC deste estudo, manteve sua integridade até o período de 180 dias, mostrando que a porcentagem de cimento utilizada, foi suficiente para dar estrutura e resistência ao nicho (Figura 8A). O cimento é um bom ligante, confere resistência mecânica aos materiais e estabiliza com rejeito de minério de ferro (Bastos *et al*., 2016; Barati *et al*., 2020). Segundo Marques *et al*. (2017), o cimento pode afetar a comunidade microbiana, mas foi observado o crescimento de algas e fungos. De acordo com Couto (2020), a função do cimento é promover a coesão entre as partículas constituintes do nicho (*topsoil* e rejeito). Os nichos precisam ter resistência mecânica para evitar rompimento e perda da sua integridade física durante o seu transporte e disposição no local de uso. Para os próximos estudos recomenda-se fazer a caracterização química e morfológica do biocompósito e aprimorar sua aplicação e funcionalidade nas propriedades mecânicas do NC.

5.4. Determinação dos atributos biológicos indicadores de qualidade do *topsoil*, rejeito e dos NCs

Os resultados do CBM dos controles e dos NCs para os 7 e 180 dias de incubação estão apresentados na Figura 9. Os valores de CBM entre os controles e NCs para cada tempo de incubação não apresentaram diferenças significativas, exceto para os nichos TRBC (Figura 9A e B). O valor do CBM do rejeito foi o menor (~30 mg C/kg) nos dois tempos, demonstrando que ele pode impactar no desenvolvimento de microrganismos. Para os nichos TR, TRC e TRA não foram observadas diferenças entre os valores de CBM nos dois períodos de incubação (P >0,05) (Figura 9A e B). Os resultados de fertilidade do nicho tanto para o contendo argila (TRA) quanto o contendo cimento (TRC), tais como o pH alcalino e valores altos de saturação de bases, podem ter afetado o desenvolvimento de microrganismos, contribuindo para redução da quantidade de CBM. De acordo com Amorim *et al*. (2006), a argila bentonita possui algumas características específicas como: atrair cátions, auxiliar na fertilização e fixar nutrientes no solo e, por causa disso, acreditava-se que este aglomerante poderia aumentar a biorecepetivadade do nicho.

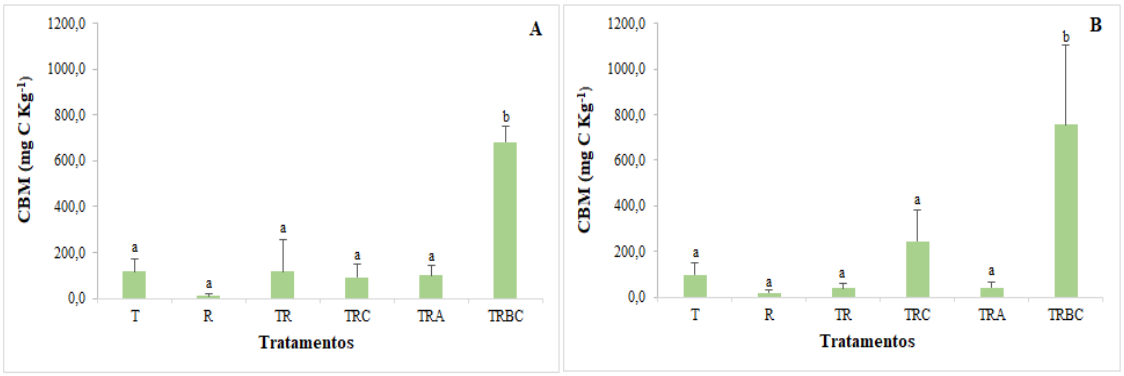

Figura 9: Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) dos controles e tipos de nichos. T, *topsoil* (Controle); R, rejeito (Controle); TR, *topsoil* e rejeito; TRC, *topsoil*, rejeito e cimento; TRA, *topsoil*, rejeito e argila; TRBC, *topsoil*, rejeito e biocompósito. Incubação 7 dias (A); Incubação 180 dias (B). (n = 3)

No entanto, os nichos TRBC apresentaram um valor significativo de CBM (~760 mg C/kg) nos dois períodos de incubação (Figura 9A e B). O desenvolvimento de fungos na superfície desses nichos foi rápido (7 dias de incubação). Acredita-se que estes fungos contribuíram para liberação de gás carbônico (CO_2) através da degradação da matéria

orgânica, sendo observado, também, maiores valores de respiração basal (Figura 10). Os constituintes do biocompósito fúngico são ricos em MO, tais como as cascas do bagaço de cana e trigo, hifas do *G. lucidum*, que juntos às outras matérias-primas do nicho, podem fornecer um rico substrato para o crescimento de microrganismos. Os solos de canga possuem quantidades significativamente menores de CBM, o que dificulta o processo de recuperação de CR ferruginoso como já discutido por Couto (2020) e Trindade *et al*. (2020). Espera-se que, o de biocompósito fúngico como um constituinte do NC, com maior bioreceptividade e rico em MO, possa contribuir para melhorar a qualidade e fertilidade no local degradado. Esses atributos biológicos aumentariam as chances de um local que sofreu a ação de uma atividade minerária se recuperar ecologicamente.

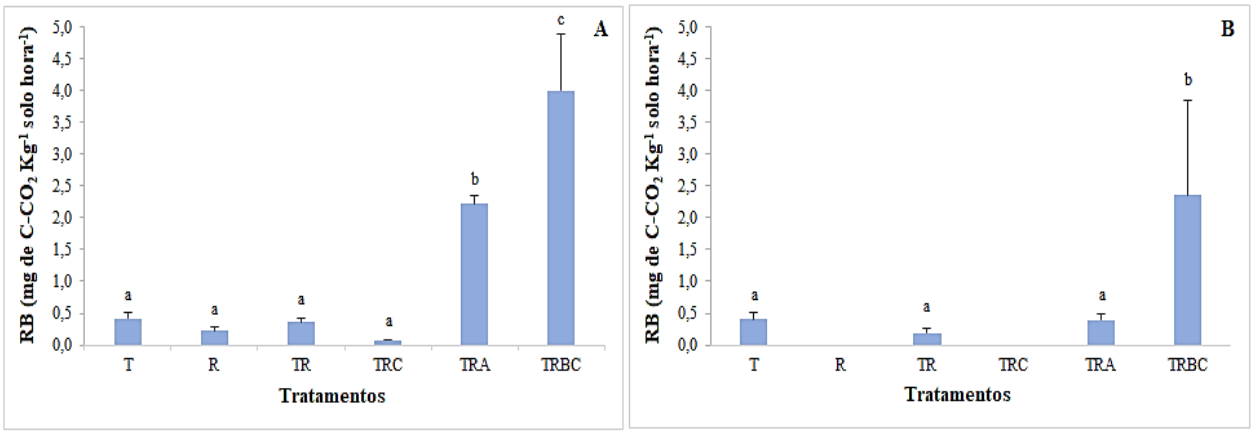

Figura 10: Respiração Basal (RB) dos controles e tipos de nichos. T, *topsoil* (Controle); R, rejeito (Controle); TR, *topsoil* e rejeito; TRC, *topsoil*, rejeito e cimento; TRA, *topsoil*, rejeito e argila; TRBC, *topsoil*, rejeito e biocompósito. Incubação 7 dias (A); Incubação 180 dias (B). (n =3)

A respiração basal do *topsoil* estudado não apresentou diferença significativa das demais RBs dos diferentes tipos de nichos, exceto para TRA e TRBC (Figura 10A) no primeiro tempo de incubação (7 dias). Observou-se que pouca liberação de CO_2 através da atividade dos microrganismos obtida para o *topsoil* do CR da Serra da Piedade (~0,42 mg de C-CO_2 kg^{-1} solo $hora^{-1}$) é semelhante aos solos de canga (Couto, 2020; Trindade *et al*., 2020). Após os 180 dias de incubação, observou-se que houve redução da RB do rejeito e dos nichos TRC e TRA. É possível que a elevação do pH com a adição do cimento e a argila nos nichos possa ter contribuído para diminuição de microrganismos. No entanto, estes efeitos devem ser mais bem estudados. O quociente metabólico (qCO_2) é dado a partir da razão entre a

respiração basal e biomassa microbiana. Após 180 dias de incubação, tanto a RB do rejeito quanto a do nicho TRC não foi quantificável pelo método adotado, sendo, portanto, impossível calcular o qCO_2. Durante o período de 7 dias de incubação, os valores de qCO_2 do *topsoil* (3,52 mg C-CO_2 g^{-1} CBM.h^{-1}), TRA (25,06 mg C-CO_2 g^{-1} CBM.h^{-1}) e TRBC (5,95 mg C-CO_2 g^{-1} CBM.h^{-1}) mostraram-se dependentes do CBM, indicando a eficiência respiratória da comunidade de microrganismos. Segundo Trindade *et al*. (2020), o qCO_2 de ambientes de canga pode ser maior que ambientes de floresta, devido ao estresse que essas regiões sofrem, fazendo com que os microrganismos alterem suas atividades metabólicas (como reduzir a biossíntese de compostos orgânicos), para sobreviverem às restrições do ambiente em que estão inseridos. A análise do qCO_2 do nicho e do *topsoil* é essencial, por indicar a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para biossíntese, sendo sensível indicador para estimar a atividade biológica e a quantidade do substrato (Saviozzi *et al*., 2002).

5.5. Avaliação do crescimento de seres fotobiontes

Nas amostras do *topsoil* e TR foram observados o crescimento dos primeiros organismos fotobiontes após 60 dias de incubação, tais como: algas, gametófitos de briófitas, protalos de pteridófitas e plântulas de angiospermas (Figura 11). Após120 dias de incubação, foi possível identificar no *topsoil* e TR algumas famílias de briófitas, tais como: Bryaceae, Leucobryaceae e Polytrichaceae (Figura 12). As briófitas constituem um dos grupos mais importantes para a manutenção e evolução dos ecossistemas, colonizam substratos expostos, como rochas e encostas íngremes, estabilizando o solo e prevenindo da erosão hídrica e eólica, muitas espécies podem armazenar água, contribuindo para manter a umidade local (Vanderpoorten e Goffinet, 2009; Schaefer *et al*., 2015; Carmo e Kamino, 2017). A interação entre briófitas e cianobactérias é de grande importância para alguns ciclos biogeoquímicos como do carbono, auxiliando na decomposição da matéria orgânica (Turetsky, 2003; Vanderpoorten e Goffinet, 2009).

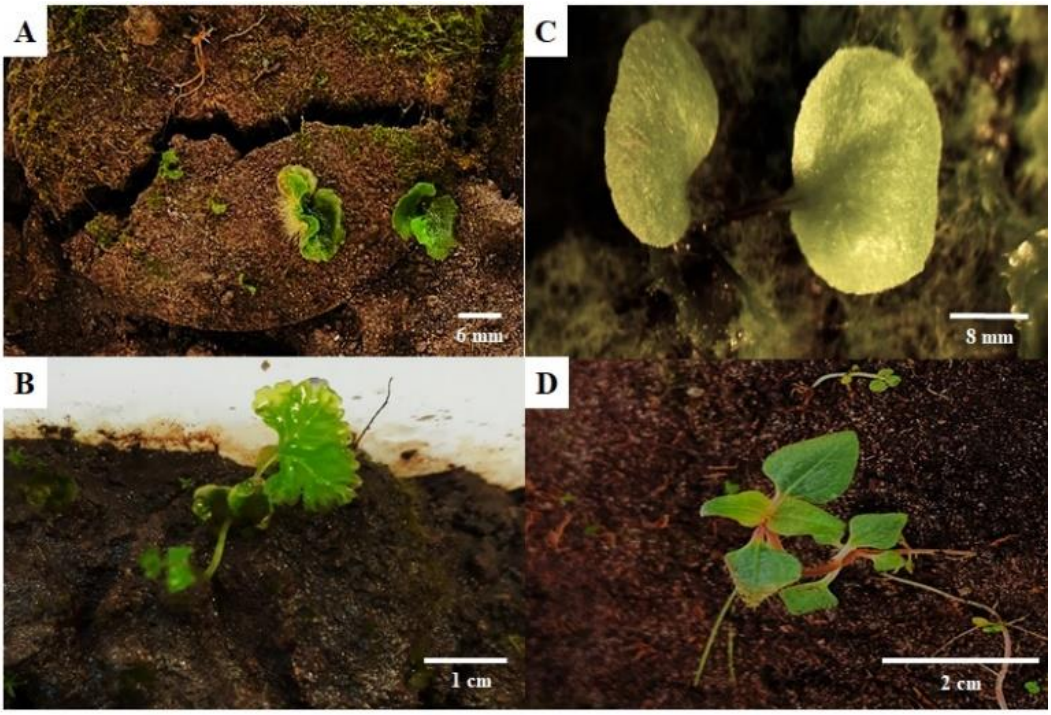

Figura 11: Crescimento de organismos no *topsoil* e no nicho TR. Protalos de pteridófitas (A), esporófito jovem de pteridófita, 60 dias de incubação (B), dicotiledônea, 120 dias de incubação (C) e angiosperma da família Melastomataceae, 120 dias de incubação (D).

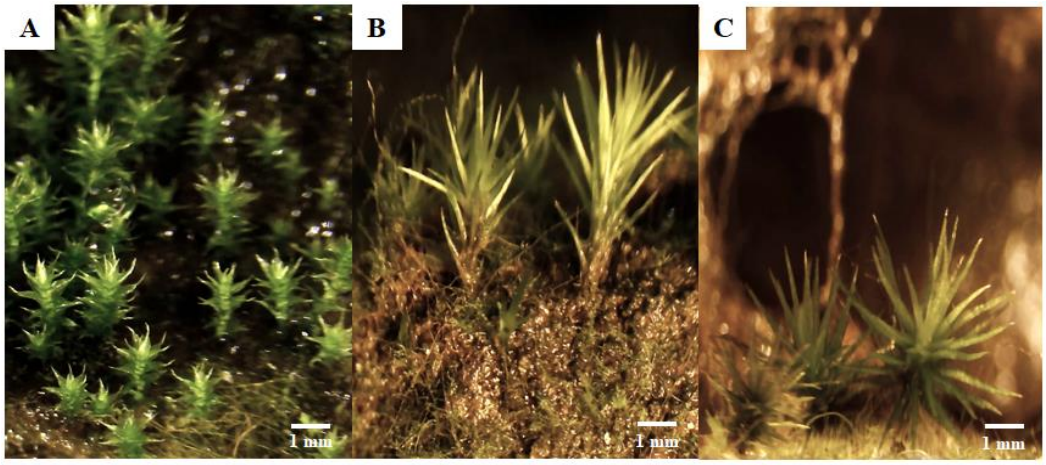

Figura 12: Briófitas pertencentes as famílias, Bryaceae (A); Leucobryaceae (B); Polytriaceae, 120 dias de incubação, no *topsoil* e no nicho TR.

A Figura 13 apresenta as imagens de microscopia de algas verdes pertencentes à família Trentepohliaceae identificadas no *topsoil* e no TR. A *Trentepohlia* sp. Também foi observada por Couto (2020) no *topsoil* da Serra da Moeda. Também, nas mesmas amostras, foram identificadas duas famílias de plantas vasculares que apresentam espécies endêmicas

de CR: Pteridaceae (Figura 11B) e Melastomataceae (Figura 11D). Essas famílias constituem parte da vegetação de regiões de canga (Skirycz *et al*., 2014; Schaefer *et al*., 2016; Carmo e Kamino, 2017; Bojacá, 2017). As plantas vasculares se desenvolvem sobre as fendas das rochas, nos solos rasos em cima das rochas e entre arbustos, possuem uma alta riqueza de espécies, muitas delas raras e de ocorrência exclusiva de campos rupestres (Jacobi *et al*., 2007; Conceição e Pirani, 2016; Carmo e Kamino, 2017; Baião *et al*., 2021). O QF possui uma rica biodiversidade florística, sendo muitas endêmicas dos geossistemas ferruginosos, indicando a importância de preservar e restaurar a flora dessa região, onde muitas espécies já estão ameaçadas de extinção (Conceição e Pirani, 2016; Carmo e Kamino, 2017; Fernandes *et al*., 2020).

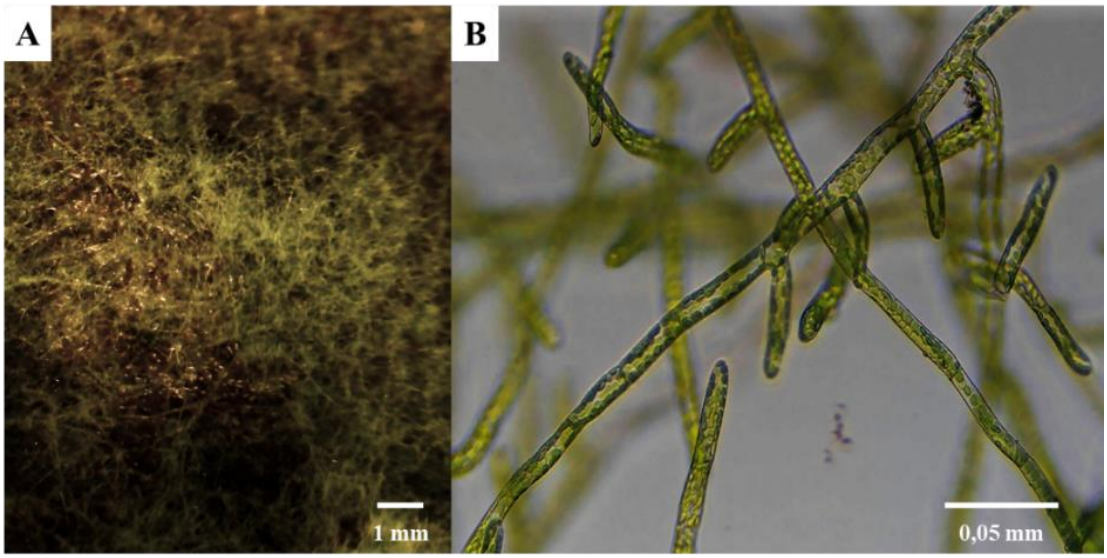

Figura 13: Microscopia óptica de algas verdes, família Trentepohliaceae, nos tratamentos *topsoil* e no nicho TR, 120 dias de incubação. (A) *Trentepohlia* sp., (B) filamentos vegetativos de *Trentepohlia* sp, (barra da escala 0,05 mm = 50 µm).

No controle rejeito não foi observado o crescimento de organismos fotobiontes, mas quando misturado com *topsoil* nativo, observou-se o crescimento de organismos fotossintetizantes. Esses resultados foram semelhantes aos observados por Marques *et al*. (2017). Acredita-se que um tempo mais prolongado para o aparecimento de organismos fotobiontes nos NCs seria observado. No tempo de 120 e 180 dias (Figura 14) foi observado o crescimento de plântula de angiosperma na parede do nicho TRBC. O surgimento de fotobiontes no *topsoil*, TR e TRBC deste estudo com 180 dias de incubação, demonstrou que

o *topsoil* de CR, mesmo com déficit de nutrientes e carbono orgânico, fornece componentes bióticos essenciais para o NC. As composições mineralógicas e biológicas do rejeito não afetaram diretamente o desenvolvimento de macro e microrganismos nestes tratamentos.

Figura 14: Crescimento de fotobiontes no nicho TRBC, tempo de incubação 120 dias (A); tempo de incubação 180 dias (B).

6. CONCLUSÃO

Os constituintes utilizados na confecção dos NCs possuem algumas características químicas e mineralógicas em comum com o *topsoil* de Campo Rupestre ferruginoso encontrado em regiões de canga laterítica, como óxido de ferro, óxido de silício, hematita e quartzo. Os resultados das análises de fertilidade, matéria orgânica e atributos biológicos do *topsoil* do CR da Serra da Piedade também foram semelhantes aos solos de canga encontrados para outras localidades do Quadrilátero Ferrífero. O rejeito de minério de ferro junto aos aglomerantes, nas diferentes combinações e tempos de incubação, em condições laboratoriais controladas, afetaram os atributos químicos e biológicos do *topsoil* e, portanto, os diferentes nichos tiveram seus atributos definidos por seus constituintes. O nicho contendo o biocompósito fúngico teve destaque nos atributos químicos (tais como, aumento da quantidade de carbono, nitrogênio e matéria orgânica) e biológicos (aumento do carbono da biomassa microbiana e respiração basal) nos dois tempos de incubação, indicando o seu potencial como aglomerante. Os resultados obtidos neste estudo são preliminares, mas já indicam os caminhos para melhorar a qualidade nutricional dos NCs e torná-lo mais bioreceptivo, portanto, mais adequado ao desenvolvimento de microrganismos. O *topsoil* do CR da Serra da Piedade carrega componentes abióticos e bióticos, tais como microrganismos e organismos fotobiontes ativos, que torna o NC um material vivo e biorreceptivo. A recuperação de áreas degradadas pela mineração, principalmente nos CR em ambientes de canga, é ainda um desafio apesar dos esforços. Mais, estudos com intuito de contribuir para o conhecimento de como fazer é de grande relevância. O nicho construído utilizando o rejeito de minério de ferro e solo local tem potencial, mas necessita de mais estudos. Acreditamos que ele possa ser utilizado no futuro para recuperar áreas degradadas, buscando tornar o ambiente impactado mais próximo do que ele era antes da atividade de mineração.

Perspectivas Futuras

- Testar novas porcentagens dos aglomerantes: argila e biocompósito;
- Caracterizar o biocompósito;
- Realizar a metagenômica do *topsoil* e NCs;
- Avaliar outros atributos biológicos do *topsoil* e NCs, como: nitrogênio da biomassa microbiana e atividades enzimáticas;
- Avaliar e testar os NCs em campo.

7. REFERÊNCIAS

ABREU, S. F. **Recursos minerais do Brasil**. (2 Ed.), São Paulo/ Rio de Janeiro: Edgard Blucher. 324 p., 1973.

AIRES, U. R. V.; SANTOS, B. S. M.; COELHO, C. D.; Silva, D.D.; Calijuri, M.L. Changes in land use and land cover as result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v.70, p. 63–70, 2017.

ALVES, R. J. V.; KOLBEK, J. Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? **Plant Ecology**, v. 207, p. 67–79, 2010.

ALVER, B. E.; ALVER, O. The investigation of the effect of thermal treatment on bentonites from Turkey with Fourier transform infrared and solid state nuclear magnetic resonance spectroscopic methods. **Spectrochim. Act**, v. 94, p. 331–333, 2012.

ALWAELI, M. The implementation of scale and steel chips waste as a replacement for raw sand in concrete manufacturing. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 1038-1044, 2016.

AMORIM, L.V.; VIANA, J.D.; FARIAS, K.V.; K.V.; BARBOSA, M. I. R.; FERREIRA, H. C. Estudo comparativo entre variedades de argilas bentoníticas de Boa Vista, Paraíba. **Revista Matéria**, v. 11, n. 1, p. 30 – 40, 2006.

ANDERSON, J. P. E; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. Oxford. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 10, p. 215-221, 1978.

ANM. Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro. **Informe mineral 2º/2018.** Disponível em: <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe-mineral-2018-2o-semestre-1>. Acesso em: 16 jun. 2020.

ANM. Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro. **Informe mineral 2º/2019.** Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/dnpm/informes/informe-mineral-2019-2o-semestre>. Acesso em: 19 abr. 2022.

ANM. Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas.** Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuariomineral brasileiro/amb_2020_ano_base_2019_revisada2_28_09.pdf >. Acesso em: 19 abr. 2022.

ARAUJO, A. C.; AMARANTE, S. C; SOUZA, C. C. & SILVA, R. R. R. Ore mineralogy and its relevance for selection of concentration methods. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy**, v. 112. p. C54 – C64, 2003.

ARAUJO, C. B. **Contribuição ao estudo do comportamento de barragens de rejeito de mineração de ferro.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 133 p. 2006.

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Bioscience Journal, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

ARAÚJO, D. M.; YOSHIDA, M. I.; CARVALHO, C. F.; STAPELFELDT, F. Recycling of amines present in the residues from the reverse flotation of iron ore. **REM - International Engineering Journal**, v. 61, n. 4, p. 455–460, 2008.

ASSIS, M. V.; MATTOS, E. A. DE. Vulnerabilidade da vegetação de campos de altitude às mudanças climáticas. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 2, p. 162–174, 2016.

ATTA, K. F.; KUMAR, S. S.; DARYOUSH, H.; MONIR, K. Load–settlement behaviour of a strip footing resting on iron ore tailings as a structural fill. **International Journal of Mining Science and Technology**, p. 1-7, 2016.

ATTIAS, N.; DANAI, O.; ABITBOL, T.; TARAZI, E.; EZOV, N.; PEREMAN, I.; GROBMAN, Y.J. Mycelium bio-composites in industrial design and architecture: Comparative review and experimental analysis, **Journal of Cleaner Production**, 45 p., 2019.

BAI, Y.; ZHA, X.; CHEN, S. Effects of the vegetation restoration years on soil microbial community composition and biomass in degraded lands in Changting County, China. **Journal of. Forestry Research**, v. 31, n. 4, p. 1295–1308, 2020.

BAIÃO, É. E.; SANTOS, C. H. B.; SANTOS, A. H.; MARQUES, G.; LIMA, J. C.; RIGOBELO, E. C.; SCOTTI, M. R. High C-and N-based soil fertility and microbial associations sustain the plant biodiversity of the campo rupestre in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 25, p. e00401, 2021.

BARATI, S.; TABATABAI E SHOURIJEH, P.; SAMANI, N. et al. Stabilization of iron ore tailings with cement and bentonite: a case study on Golgohar mine. **Bulletin of Engineering Geological Environment**, p. 1-16, 2020.

BARTHA, R.; PRAME, R D. Features of a flask and method for measuring the persistence and biological effects of pesticides in soil. **Soil Science**, v. 100, p. 68–70, 1965.

BARBOSA, N. P. U. **Modelagem de distribuição aplicada aos campos rupestres**. Tese (Doutorado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 117 p., 2012.BASTOS, L. A. C.; SILVA, G. C.; MENDES, J. C. et al. Using Iron Ore Tailings from Tailing Dams as Road Material. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 28, n. 10, p. 1-9, 2016.

BENITES, V. M.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SIMAS, F. N. B.; SANTOS, H, G. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço**. Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 569-577, 2007.

BEZERRA, C. G. **Caracterização do rejeito de minério de ferro (IOT) e avaliação da sua influência no comportamento físico-químico e mecânico de pastas de cimento.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 158 p., 2017.

BITAR, O. Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na região metropolitana de São Paulo**. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) – Escola Politécnica

de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas, Universidade de São Paulo - USP, 185 p., 1997.

BOJACÁ, G. F. P. Pequenas plantas com grandes adaptações: briófitas em afloramentos rochosos ferruginosos em Minas Gerais, Brasil. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Minas Gerais, 106 p., 2017.

BOOGERT, N. J.; PATERSON, D. M.; LALAND, K. N. The implications of niche construction and ecosystem engineering for conservation biology. **Bioscience**, v. 56, p. 570–578, 2006.

BOYD, S.A.; MORTLAND, M.M. Enzyme interactions with clays and clay-organic matter complexes. In: BOLLAG, J.M., STOTZKY, G., eds. **Soil Biochemistry**. New York, Marcel Dekker, p.1-28, 1990.

BRADSHAW, A. Restoration of mined lands—using natural processes. **Ecological Engineering**, v. 8, n. 4, p. 255–269, 1997.

BRAND, A. B.; SNODGRASS, J. W. Value of artificial habitats for ambphibian reproduction in altered landscapes**. Conservation Biology**, v. 24, p. 295-301, 2009.

BRASIL. **Decreto n° 97.632, de 10 de abril**. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2°, inciso VIII, da Lei n° 6.938, 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm>. Acesso em: 12 jun. 2020.

BREVIK, E. C.; CERDÀ, A.; MATAIX-SOLERA. J.; PEREG, L.; et al. The interdisciplinary nature of soil. **Soil**, v. 1, p. 117–129, 2015.

BROOKES, D. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 19, p. 269-279, 1995.

BUENO, M.E.T. Geografia. In: Duarte, R.H. (coord.). Serra da Piedade. **Companhia Energética de Minas Gerais** – CEMIG, Belo Horizonte. p. 57-75, 1992.

CATELLAN, A.J.; VIDOR, C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciências do Sol**o, Campinas, v. 14, n. 2, p. 133-142, 1990.

CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I.C.; CARMO, F.F.; SILVINO, G.; CASTRO, K.J.S.X.; MAURO, M.L.; RODRIGUES, N.U.A.; MIRANDA, M.P.S.; PINTO, C.E.F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.15, p. 145–151, 2017.

CARVALHO, A.; NABAIS, C.; ROILOA, S.R.; RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S. Revegetação de minas de cobre abandonadas: o papel dos bancos de sementes e corretivos do solo. **Web Ecology**, v. 13, p. 69-77, 2013.

CASTRO, J. L.; SOUZA, M. G.; RUFINI, M.; GUIMARÃES, A. A.; RODRIGUES, T. L., MOREIRA, F. M. S. Diversity and efficiency of rhizobia communities from iron mining areas using cowpea as a trap plant. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 41, p. 1–20, 2017.

CAXITO F.; DIAS T.G. **Recursos minerais de Minas Gerais – Ferro**. Disponível em: <http://recursomineralmg.codemge.com.br/wp-content/uploads/2018/10/Ferro.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2019.

CELE, N. E.; MABOETA, M. A greenhouse trial to investigate the ameliorative properties of biosolids and plants on physicochemical conditions of iron ore tailings: Implications for an iron ore mine site remediation. **Journal of Environmental Management**, **v.** 165, p. 167-174, 2016.

CERIMI, K.; CAN, K. A.; CARSTEN, P.; SCHMIDT, B.; NEUBAUER, P. Fungi as source for new bio-based materials: a patent review. **Fungal Biol Biotechnology**, v. 17, n. 6, 10 p., 2019.

CHEARON, A. Use of Base Metal Tailings from Mining Industry in Concrete: A Review. **International Journal of Research in Engineering and Applied Sciences (IJREAS)**, v.7, n. 6, p. 1-9, 2017.

COELHO, M. R.; VASQUES, G.M.; TASSINARI, D.; SOUZA, Z. R. Solos do quadrilátero ferrífero sob diferentes coberturas vegetais e materiais de origem. **Embrapa Solos**. Rio de Janeiro, p. 130, 2017.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R. Succession on the Rocky Outcrop Vegetation: A Rupestrian Grassland Scheme. **Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil**, p. 181–206, 2016.

CONSTANCIO, M. T. L. **Diversidade e estrutura funcional de comunidades microbianas presents na água de uma cava e lagoa de rejeitos de uma região mineradora desativada**. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista - UNESP, 110 p., 2018.

COSTA O. Y. A; RAAIJMAKERS, J. M.; KURAMAE, E. E. Microbial Extracellular Polymeric Substances: Ecological Function and Impact on Soil Aggregation. **Frontiers in. Microbiology**, v. 9, 1636 p., 2018.

COSTANTINI, E. A. C.; BRANQUINHO, C.; NUNES, A.; SCHWILCH, G.; STAVI, I.; VALDECANTOS, A.; ZUCCA, C. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. **Solid Earth Discussions**, v. 7, p. 3645–3687, 2015.

COSSIO, M.L.T.; GIESEN, L.F.; ARAYA, G. et al. **Brock Biology of Microorganism**, Instrumentos Familiares, 2012.

COUTO, R. F. **Estudo do uso do resíduo de minério de ferro para a obtenção de nichos construídos visando a restauração de áreas degradadas de campo rupestre.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais – CEFET-MG, 90 p., 2020.

COUTO, F. R.; FERREIRA, A. M.; PONTES, P. P.; MARQUES, A. R. Physical, chemical and microbiological characterization of the soils contaminated by iron ore tailing mud after Fundao Dam disaster in Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 158, 2021.

CROSS, A.T.; LAMBERS, H. Young calcareous soil chronosequences as a model for ecological restoration on alkaline mine tailings. **Science of the Total Environment**. v. 607-608, p. 168–175, 2017.

DAS, S. K.; KUMAR, S.; RAMACHANDRARAO, P. Exploitation of iron ore tailing for the development of ceramic tiles. **Waste Management**, v. 20, n.8, p. 725–729, 2000.

DE-POLII, H.; GUERRA, J. G. M. C, N, e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G. A., CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre: Genesis, p. 389-411, 1999.

DIAS, A. M.; FONSECA, A.; PAGLIA, A. P. Biodiversity monitoring in the environmental impact assessment of mining projects: a (persistent) waste of time and money? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.15, p. 206–208, 2017.

DICK, R.P. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, **Soil Science Society of America**, p.107–124, 1994.

DICK, R. P. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (Ed.). **Biological indicators of soil health**. CABI, Wallingford, Oxfordshire, p.121–156, 1997.

DJELLALI, A.; LAOUAR, M.S.; SAGHAFI, B. et al. Evaluation of Cement-Stabilized Mine Tailings as Pavement Foundation Materials. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 37, p. 2811–2822, 2019.

DORR, J.V.N. Supergene iron ore of Minas Gerais, Brazil. **Economic Geology**, v.59, n.7, p.1203–1240, 1964.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C.S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F.A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade de Minas Gerais: um Atlas para sua Conservação**, (2 Ed.). Fundacão Biodiversitas, Belo Horizonte, 222 p., 2005.

DUARTE, A. P. **Classificação das barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais no estado de Minas gerais em relação ao potencial de risco.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Departamento de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 130 p., 2008.

ECHTERNACHT, L.; SANO, P.T.; TROVÓ, M.; DUBUISSON, J. Phylogenetic analysis of the Brazilian microendemic Paepalanthus subgenus Xeractis (Eriocaulaceae) inferred from morphology. **Botanical Jornaul of the Linnean Society**, v. 167, p. 137–152, 2011.

EDRAKI, M.; BAUMGART, T.; MANLAPIG, E.; BRADSHAW, D.; FRANKS, D. M.; MORAN, C.J. Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches. **Journal of Cleaner Production**, v. 84, p. 411–420, 2014.

EMBRAPA. **Manual de Métodos e Análises de Solos**, (2 Ed.). Rio de Janeiro: CNPS. 212 p., 1997.

ESCOBAR, H. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil**. Science**, v. 350, p. 1138–1139, 2015.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais. **Inventário de barragens do estado de Minas Gerais**. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/2017/RESIDUO_MINERA%C3%87%C3%83O/Invent%C3%A1rio_de_Barragens_2016.pdf..> Acesso em: 02 de jun. 2020.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais. **Reaproveitamento de rejeitos de mineração**. Disponível em: <http://www.feam.br/banco-de-noticias/1681-governo-de-minas-estimula-reaproveitamento-de-rejeitos-da-mineracao>. Acesso em: 19 abr. 2022.

FERNANDES, G. W. BARBOSA, N. P. U.; NEGREIROS, D.; PAGLIA, A. P. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. **Natureza e Conservação**, v. 12, n. 2, p. 162–165, 2014.

FERNANDES, G. W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, p. 129–152, 2016.

FERNANDES, G. W; RIBEIRO, S. P. Deadly conflicts: Mining, people, and conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 141-144, 2017.

FERNANDES, G. W.; ARANTES-GARCIA, L.; BARBOSA, M. Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, 213–222, 2020.

FERREIRA, A. M. **Desenvolvimento de Material Adsorvente a Partir da Modificação Estrutural de Argilas Bentoníticas para Imobilização de Metais Pesados**. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Metalúrgica e de Minas. Universidade Federal de Minas Gerais- UFMG. 115 p. 2004.

FIGUEIREDO, R.A.M. **Caracterização de areias silicosas e de rejeitos de mineração para uso em processos de fundição**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP. 106 p., 2017.

FILIPPOV, L.O.; SEVEROV V.V.; FILIPPOVA I.V. An overview of the beneficiation of iron ores via reverse cationic flotation**. International Journal of Mineral Processing**, v.127, p. 62–69, 2014.

FILGUEIRAS, O. Silício na agricultura. **Pesquisa Fapesp**. (140 Ed.), 2007. Disponível em: < https://revistapesquisa.fapesp.br/silicio-na-agricultura/>. Acesso em: 12 out 2021.

FILHO, A. C.; CURI, N. DE SÁ, J. J. G.; MARQUES, M.; SHINZATO, E.; DE FREITAS, D. A. F.; DE JESUS, E. A.; MASSAHUD, R. T. L. R. Óxidos de manganês em *topsoils* do

quadrilátero ferrífero (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n.3, p. 793-804, 2011.

FILHO, C. A.; INDA, A. V.; FINK, J. R.; CURI, N. Iron oxides in soils of different lithological origins in Ferriferous Quadrilateral (Minas Gerais, Brazil). **Applied Clay Science**, v. 118, p. 1–7, 2015.

FOWLER, P. A.; HUGHES, J. M.; ELIAS, R. M. Biocomposites: technology, environmental credentials and market forces. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 86, p. 1781-1789, 2006.

FRANCIS A.; KURANCHIE, S. K.; DARYOUSH, H. Utilisation of iron ore mine tailings for the production of geopolymer bricks, International Journal of Mining, **Reclamation and Environment**, v. 30, n. 2, p. 92-114, 2016.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO E. F.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M. **Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas**. In: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, Anais Curitiba: FUPEF, p.145-153, 1994.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO E. F.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M. Recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Seropédica: **Embrapa. Agrobiologia**, 94 p., 2000.

FREITAS, S.M.A.C.; SOUSA, L.N.; DINIZ, P.; MARTINS, M.E.; ASSIS, P.S. Stell slag and iron ore tailings to produce solid brick. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 20, n. 5, p. 1087-1095, 2018.

GADD, G. M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. **Microbiology**, v. 156, n. 3, p. 609-43, 2010.

GAGEN, E. J.; LEVETT, A.; PAZ, A.; GASTAUER, M.; CALDEIRA, C. F.; VALADARES, R .B. S.; BITENCOURT, J. A. P.; ALVES, R.; OLIVEIRA, G.; SIQUEIRA, J. O.; VASCONCELOS, P. M.; SOUTHAM, G. Biogeochemical processes in canga

ecosystems: Armoring of iron ore against erosion and importance in iron duricrust restoration in Brazil. **Ore Geology Reviews**, v. 107, p. 573‑586, 2019.

GALVÃO, J. L. B.; ANDRADE, H. D.; BRIGOLINI, G. J.; et al. Reuse of iron ore tailings from tailings dams as pigment for sustainable paints. **Journal of Cleaner Production**, v. 200, p. 412–422, 2018.

GARCIA, C.; ROLDAN, A.; HERNANDEZ, T. Ability of different plant species to promote microbiological processes in semiarid soil. **Geoderma** v. 124, p. 193–202, 2005.

GOLOS, P. J.; DIXON, K. W.; ERICKSON, T. E. Investigation into the effect of topsoil stockpile age and depth on soil seed bank using the seedling emergence method. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 53-61, 2016.

GORBUSHINA, A. A; BROUGHTON, W.J. Microbiology of the atmosphere- interface: how biological interactions and physical stresses modulate a sophisticated microbial ecosystem. **Annual Review Microbiology**, v. 63, p. 431–450, 2009.

GRANT, C.; KOCH, J. Decommissioning Western Australia's first bauxite mine: co-evolving vegetation restoration technique sand targets. **Ecological Management & Restoration**, v. 8, p. 92–105, 2007.

GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J. Post-catastrophe analysis of the fundão tailings dam failure in the doce river system, southeast Brazil: potentially toxic elements in affected soils. **Water Air Soil Pollut**, p. 228–252, 2017.

GUILLITTE, O.; DREESEN, R. Laboratory chamber studies and petrographical analysis as bioreceptivity assessment tools of building materials. **Science Total Environment**, v. 167, p. 365–74, 1995.

GUILLITTE, O. Bioreceptivity: a new concept for building ecology studies. **Science Total Environment**, v. 167, p. 215–20, 1995.

HALSTED, G. E.; LUHR, D. R; ADASKA, W. S. **Guide to cement-Treated Base (CTB),** Portland Cement Association, Skokie, Illinois, USA, 2006.

HANEEF, M.; LUCA, C.; CLAUDIO, C; BAYER, I. S.; GUERRERO, J.A. H.; ATHANASSIOU, A. Advanced Materials From Fungal Mycelium: Fabrication and Tuning of Physical Properties. **Scientific Reports**, v. 7, p. 41-292, 2017.

HARIDASAN, M. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. Plant Soil, v. 65, p. 265–273, 1982.

HASSINK, J.; BOUWMAN, L. A.; ZWART, K.B.; BRUSSAARD, L. Relationships between habitable pore-space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 47–55, 1993.

HOBBS, R. J. Restoration ecology: The challenge of social values and expectations. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.2, p.43–44, 2004.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1558–1563, 2011.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BRANDÃO-JUNIOR, O; KASCHUK, G.; SOUZA, R. A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 288-296, 2009.

IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração. **Panorama da Mineração em Minas Gerais.** Instituto Brasileiro de Mineração, Sindicato Nacional da Indústria da Extração do Ferro e de Metais Básicos, Brasília, 280 p., 2015.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Gestão e Manejo de Rejeitos da Mineração**. Organizador, Instituto Brasileiro de Mineração. (1 Ed.). Brasília, 128 p., 2016.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Relatório anual de atividades julho de 2018 a junho de 2019**. 2019.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Valores de exportação do setor mineral 1º semestre/2021**. Disponível em: <https://ibram.org.br/noticia/setor-mineral-valores-de-

producao-de-exportacoes-e-de-tributos-quase-dobram-no-1o-semestre-de-2021/>. Acesso em: 19 abr. 2022.

IZQUIERDO, I.; CARAVACA, F.; ALGUACIL, M. M.; ROLDÁN, A. Use of microbiological indicators for evaluating success in soil restoration after revegetation of a mining area under subtropical conditions. **Applied Soil Ecology**, v. 30, p. 3–10, 2005.

JACOBI, C.M.; DO CARMO, F. F.; VINCENT, R.C.; STEHMANN, J.R. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2185–2200, 2007.

JACOBI, C. M.; DO CARMO, F. F. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. **Ambio**, v. 37, p. 324–326, 2008.

JACOBI, C. M.; DO CARMO, F. F.; DE CAMPOS, I. C. Soaring extinction threats to endemic plants in Brazilian metal-rich regions. **Ambio**, v. 40, p. 540–543, 2011.

JANSEN. S.; WATANABE, T.; SMETS, E. Aluminium accumulation in leaves of 127 species in Melastomataceae, with comments on the order Myrtales. **Annals of Botany**, v. 90, p. 53–64, 2002.

JASPER, D. A. Beneficial Soil Microorganisms of the Jarrah Forest and Their Recovery in Bauxite Mine Restoration in Southwestern Australia. **Restoration Ecology**, v.15, p. 74–84, 2007.

JEBER, A.; PROFETA A. L. **Recursos minerais de Minas Gerais – Meio Ambiente e Mineração**. Disponível em: < http://recursomineralmg.codemge.com.br/meio-ambiente-e-mineracao/>. Acesso em: 16 jun. 2020.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism. In soil: A method for measuring biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 8, p. 209-213, 1976.

JOHNSON, B. D. Biomining goes underground: **Nature Geoscience**, v. 8, p. 165-166, 2015.

JONES, M.; HUYNH, T.; DEKIWADIA, C.; DAVER, F.; JOHN, S. Mycelium Composites: A Review of Engineering Characteristics and Growth Kinetics. **Jornaul of Bionanoscience**, v. 11, p. 241–257, 2017.

JUNIOR, D. N. S. **Referências de nutrientes em solos e em espécies vegetais nativas de campos rupestres**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade Federal de Viçosa - UFV. 40 p., 2020.

KLEIN, C.; DUTROW, B. Manual de ciência dos minerais, (23 Ed.). **Bookman**, 716 p., 2012.

KNUPP, A. M.; FERREIRA, E. P. Eficiência da quantificação do carbono da biomassa microbiana por espectrofotometria comparada ao método titrimétrico. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.6, n.4, p.588-595, 2011.

KOSSOFF, D.; DUBBIN, W. E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S.J.; MACKLIN, M. G. Mine tailing dams: characteristics, failure, environmental impacts and remediation. **Applied Geochemistry**, v. 51, p. 229–245, 2014.

KOTROCZO, Z.; VERES, Z.; FEKETE, I. et al. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 70, p. 237-243, 2014.

KUČERÍK, J.; TOKARSKI, D.; DEMYAN, M. S.; et al. Linking soil organic matter thermal stability with contents of clay, bound water, organic carbon and nitrogen. **Geoderma**, v. 316, p. 38–46, 2018.

KUYUKINA, M. S.; IVSHINA, I. B.; KAMENSIKKH, T. N. et al. Survival of cryogel-immobilized Rhodococcus strains in crude oil-contaminated soil and their impact on biodegradation efficiency. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.84, p. 118-125, 2013.

LAIDANI, Z. E.; BENABED, B.; ABOUSNINA, R.; GUEDDOUDA, M. K.; HADJKADRI, E. Experimental investigation on effects of calcined bentonite on fresh, strength and

durability properties of sustainable self-compacting concrete. **Construction and Building Materials**, v. 230, p. 1-11, 2020.

LALAND, K.N.; O'BRIEN, M.J. Niche construction: theory and archaeology. **Jornaul of Archaeological Method and Theory**, v. 17, p. 303–322, 2010.

LAMB D.; ERSKINE P.D.; FLETCHER, A. Widening gap between expectations and practice in Australian mine site rehabilitation. **Ecological Management & Restoration**, v. 16, p. 186–195, 2015.

LANGE, S. C. T.; LAMON, E. L.; RIDING, K. A.; JUENGER, M. C. G. Calcined kaolinite–bentonite clay blends as supplementary cementitious materials. **Applied Clay Science**, v. 108, p. 84–93, 2015.

LE STRADIC, S**. Composition, phenology and restoration of Campo Rupestre mountain** grasslands – Brazil. Tese (Doutorado). Universitéd'Avignon et des Pays de Vaucluse, 2012.

LEI, K.; PAN, H.; & LIN, C. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 320–325, 2016.

LEI, M.; TANG, L. DU, H. et al. Safety assessment and application of iron and manganese ore tailings for the remediation of As-contaminated soil. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 125, p. 334–341, 2019.

LI, X.; HUANG, L. Toward a New Paradigm for Tailings Phytostabilization—Nature of the Substrates, Amendment Options, and Anthropogenic Pedogenesis. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.45, n.8, p. 813–839, 2014.

LIMA, R. M. F.; ABREU, F.P. V. F. Characterization and concentration by selective flocculation/magnetic separation of iron ore slimes from a dam of Quadrilátero Ferrífero – Brazil. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 9, p. 2021-2027, 2020.

LIU, J.; HUA, Z. S.; CHEN, L. X.; KUANG, J. L.; LI, S.J.; SHU, W. S.; HUANG, L.N. Correlating microbial diversity patterns with geochemistry in an extreme and heterogeneous

environment of mine tailings. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 80, n. 12, p. 3677-3686, 2014.

LUZ, A. B.; OLIVEIRA, C. H. Argila bentonita. **Rochas e Minerais Industriais** – CETEM, (2 Ed.) 15 p., 2008.

MA, J.F.; MIYAKE, Y.; TAKAHASHI, E. Silicon as a beneficial element for crop plants, In: DATNOFLF, L.E.; SNYDER, G.H.; KORNDÖRFER, G.H. (Eds). Silicon in Agriculture. The Netherland, **Elsevier Science**, p.17-39. 2001.

MACHADO, M.M.M. **Construindo a imagem geológica do Quadrilátero Ferrífero: conceitos e representações**. Tese (Doutorado em Geologia), Departamento de Geologia, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 256 p., 2009.

MACHADO, N. A. M.; LEITE, M.G.P.; FIGUEIREDO, M. A.; KOZOVITS, A.R. Growing Eremanthus erythropappus in crushed laterite: a promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p.149–156, 2013.

MADIGAN, M, T.; MARTINKO, J, M.; BENDER, K, S.; BUCKLEY, D. H. **Microbiologia de Brock**. 14ª edição. Editora Armed, p. 1032, 2016.

MAGER, D. M; THOMAS, A. D. Extracellular polysaccharides from cyanobacterial soil crusts: a review of their role in dryland soil processes. **Journal of Arid Environments**, v. 75, p. 91–97, 2011.

MAGALHÃES, L.F. **Avaliação do rejeito de minério de ferro como material cimentício suplementar**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais), Departamento de Engenharia de Materiais, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET-MG, 87 p., 2018.

MARQUES, A.R. **Ecofisiologia e contribuições para a conservação das bromélias da Serra da Piedade**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2002.

MARQUES, A. R.; COUTO, F. R.; PAIVA, P. R. P.; et al. Biological re-colonization of sub-aerial boundaries of an ‘artificial construction-niche’ contaminated by iron mine tailings: laboratory bioassays. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, 480 p., 2017.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste/MT. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 425-433, 2003.

MEDEIROS, D. S.; MORAIS, P. A. O.; BORBA, R. D.; SANTOS, R. C. G.; SOUZA, D. M. Planejamento fatorial otimização da determinação de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo por análise elementar. **10º Seminário Jovens Talentos: Coletânea dos Resumos**, 2016. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1066133/1/p70.pdf.>. Acesso em: 21 mar. 2020.

MEIRA, R. M. S. A.; PEIXOTO, A. L.; COELHO, M. A. N. Brazil’s mining code under attack: giant mining companies impose unprecedented risk to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 407–409, 2016.

MENEGALE, M. L. C.; CASTRO, G. S. A.; MANCUSO, M. A. C. Silício: interação com o sistema solo-planta**. Journal of Agronomic Sciences**, v.4, n. especial, p.435-454, 2015.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. **Folia Geobotanica**, v. 48, n. 4, p. 509–521, 2013.

MILLER, A. Z.; SANMARTÍN, P.; PEREIRA-PARDO, L. Bioreceptivity of building stones: A review. **Science of The Total Environment**, v. 426, p. 1–12, 2012.

MIRZA, J.; RIAZ, M.; NASEER, A.; REHMAN, F.; KHAN, A.N.; ALI, Q. Pakistani bentonite in mortars and concrete as low cost construction material. **Appied Clay Science**, v. 45, p. 220–226, 2009.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J.O.S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 626 p., 2002.

MOREIRA, J. F. **Fauna do Solo como Bioindicador no Processo de Revegetação de Áreas de Mineração de Bauxita em Porto Trombetas-PA.** Tese (Doutorado em Agronomia) – Instituto de Agronomia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 111 p., 2010.

MUÑOZ-ROJAS, M.; ERICKSON, T.; MERRITT, D.; DIXON, K. Applying soil Science for restoration of post mining degraded landscapes in semi-arid Australia: challenges and opportunities. **Geophysical Research**, v. 17, 2015.

MUÑOZ-ROJAS, M.; ERICKSON, T. E.; DIXON, K. W.; MERRITT, D. J. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 2, p. 43–52, 2016.

NDMP - National Department of Mineral Production. **Mineral summary Brasilia**, 2006.

NDMP - National Department of Mineral Production. **Mineral summary Brasilia**, 2010.

ODLING-SMEE, F. J**. Niche construction phenotypes. In: The role of behaviour in evolution** (Ed. H. C. Plotkin), p. 73–132., 1988.

ORMAN, L.; ZARDARI, M. A.; MATTSSON, H. Numerical analysis of strengthening by rock fill embankments on an upstream tailings dam. **Canadian Geotechnical**. **Journal**. v. 50, p. 1–9, 2013.

ORENES, G. F.; GUERRERO, C.; ROLDÁN, A.; et al. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. **Soil and Tillage Research**, v. 109, n. 2, p. 110–115, 2010.

PABLOS, J. M. **Estudo para a reutilização do resíduo sólido constituído pelas areias de fundição aglomeradas com argila, através da técnica de solidificação/estabilização em matrizes de cimento *Portland*, para aplicação no setor da construção civil**. Tese (Doutorado em Arquitetura, Urbanismo e Tecnologia). Pós-graduação em Arquitetura, Urbanismo e Tecnologia - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PAIVA, D. C.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, M.; FERNANDES, G. W. Functional trait coordination in the ancient and nutrient-impoverished *campo rupestre*: soil properties drive stem, leaf and architectural traits. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.133, n. 2, p. 531–545, 2020.

PERRING, M. P.; STANDISH, R. J.; PRICE, J.N. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere**, v. 6, p.1-25, 2015.

PINHEIRO, W. F.; FERREIRA FILHO, O. B.; NEVES, C. A. R. (Coords). **Anuário Mineral Brasileiro: Principais Substâncias Metálicas**. Brasília, Departamento Nacional de Produção Mineral, 31 p., 2016.

PONTES, B. M. S.; DA SILVA, S. M. B.; BARROS, M. L. S. C.; OLIVEIRA, F. M.C.; ROCHA, M. E. M. "Perspectivas de desenvolvimento regional com a exploração das reservas de ferro no município de Caetité", Bahia. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 42, p. 525-535, 2015.

PRATT, J. R. Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. **Bulleting of Marine Science**, v. 55, p. 268-275, 1994.

QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment**, v. 637–638, p. 498–506, 2018.

REIS, L. L. **Monitoramento da Recuperação Ambiental de Áreas de Mineração de Bauxita na Floresta Nacional de Saracá Taquera, Porto Trombetas (PA)**. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia Seropédica, 159 p., 2006.

REZENDE, L. A. L. **Restauração Ecológica de Campos Rupestres Ferruginosos**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, 87 p., 2013.

RIVERA, D.; MEJI´AS, V.; JA´UREGUI, B. M. Spreading Topsoil Encourages Ecological Restoration on Embankments: Soil Fertility, Microbial Activity and Vegetation Cover. **PloS One**, v.9, p. 1-9, 2014.

ROCHA-NICOLEITE, E.; OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S. C. Degradation by coal mining should be priority in restoration planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n.3, p. 202–205, 2017.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; COSTA, A. T.; JUNIOR, H. A. N. Iron ore mining promotes iron enrichment in sediments of the Gualaxo do Norte River basin, Minas Gerais State, Brazil. **Environ Earth Sciences**, v**.** 71, p. 4177–4186, 2014.

ROESER, H. M. P.; ROESER, P. A. O Quadrilátero Ferrífero – MG, Brasil: aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. **Revista Geonomos**, v. 18, n. 1, p.33-37, 2010.

ROJAS, M.M.; ERICKSON, T. E.; DIXON, K. W.; MERRIT, D. J. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 2, p. 43–52, 2016.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** Embrapa Monitoramento por Satélite, 26 p., 2010.

ROTTA, L. H. S.; ALCANTARA, E.; PARK, E.; et al. The 2019 Brumadinho tailings dam collapse: Possible cause and impacts of the worst human and environmental disaster in Brazil. **International Journal Applied Earth Observation Geoinformation**, v. 90, p. 1-12, 2020.

RUCHKYS, U. A. **Patrimônio geológico e geoconservação no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: potencial para a criação de um geoparque da UNESCO**. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 233 p., 2007.

SAIZ-JIMENEZ, C.; GARCIA-ROWE, J.; GARCIA DEL CURA, M. A. Endolithic cyanobacteria in Maastricht limestone. **Science of the Total Environ**, v. 94, p. 209–220, 1990.

SALAME, T.M.; KNOP, D.; LEVINSON, D. Redundancy among manganese peroxidases in *Pleurotus ostreatus*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 79, p. 2405–2415, 2013.

SANDHU, S.; SEKARAN, U.; OZLU, E. Short-term impacts of biochar and manure application on soil labile carbon fractions, enzyme activity, and microbial community structure. **Biochar**, p. 1-12, 2019.

SANT'ANA FILHO, J. N.; SILVA, S. N.; SILVA, C. G. Technical and Environmental Feasibility of Interlocking Concrete Pavers with Iron Ore Tailings from Tailings Dams. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 29, n. 9, 2017.

SANTOS, P. S.; SANTOS, H. S. **Ciência e tecnologia de argilas**. (2 Ed.) Edgar Blucher, São Paulo, v. 3, 1089 p., 1992.

SANTOS, L. M.; NETO, S.E. A gestão dos recursos hídricos e a mineração: recomposição ambiental e reversão de impacto sobre recursos hídricos em empresa mineradora de pequeno porte: estudo de caso da mina de quartzito do SICAL Industrial. Brasília: **IBRAM/ANA**, v. 334, p. 273-287, 2006.

SANTOS, F.; RAMALHO, L. S.; MARQUES, T. A. SENA-SOUZA, J. P.; REATTO, A.; MARTINS, E. S.; COUTO, JR.; A. F.; NARDOTO, G. B. Teor de Carbono Orgânico do *Topsoil* e Aspectos Biofísicos da Cobertura Vegetal da Bacia do Córrego Sarandi, Planaltina, DF. **Embrapa, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n. 319, 2014.

SANTOS, J. A. G. **Recuperação e reabilitação de áreas degradadas pela mineração**. Cruz das Almas, BA: UFRB, 44 p., 2017.

SAVIOZZI, A.; BUFALINO, P.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALD, R. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, p. 96-101, 2002.

SCHAEFER, C. E. G. R.; CÂNDIDO, H. G.; CORRÊA, G. R.; PEREIRA, A.; NUNES, J. A.; SOUZA, O. F.; MARINS, A.; FERNANDES-FILHO, E.; KER, J. C. Solos desenvolvidos sobre canga ferruginosa no Brasil: Uma revisão crítica e papel ecológico de termiteiros. In: CARMO F. F, KAMINO L. H. Y (Eds) **Geossistemas ferruginosos do Brasil: Áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica**. Patrimônio cultural e serviços ambientais. 3i, Belo Horizonte, p. 77–102, 2015.

SCHAEFER, C. E. G. R.; CORRÊA, G. R.; CANDIDO, H. G.; ARRUDA, D. M.; NUNES, J.A.; ARAUJO, R.W.; RODRIGUES, P.M.S.; FILHO, E. F.; PEREIRA, A. F. S.; BRANDÃO, P.C.; NERI, A.V The physical environment of Rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. In: Fernandes GW (Ed.) **Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil**, p. 15–53, 2016.

SCLIAR, C. Geologia. In: Duarte, R.H. (Coord.). Serra da Piedade. **Companhia Energética de Minas Gerais** – CEMIG, Belo Horizonte. p. 77-97, 1992.

SILVA, A.P.; BABUJIA, L.C.; FRANCHINI, J. C. Microbial biomass under various soil- and crop-management systems in shortand long-term experiments in Brazil. **Field Crops Research** v. 119, p. 20–26, 2010.

SILVA, A. P.; BABUJIA, L. C.; FRANCHINI, J. C. Soil structure and its influence on microbial biomass in different soil and crop management systems**. Soil & Tillage Research**, v. 142, p. 42–53, 2014.

SILVA, A. O.; COSTA, A. M.; TEIXEIRA, A. F. S. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysiognomies. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 142–151, 2018.

SHEARON, A. Use of Base Metal Tailings from Mining Industry in Concrete: A Review**. International Journal of Research in Engineering and Applied Sciences (IJREAS)**, v. 7, p. 1-9, 2017.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review**. International Journal of Soil, Sediment and Water,** v. 3, n. 2, p. 1-21, 2010.

SHUSTER, D.L.; FARLEY, K.A.; VASCONCELOS, P. M.; BALCO, G.; MONTEIRO, H. S.; WALTENBERG, K.; STONE, J. O. Cosmogenic 3He in hematite and goethite from Brazilian "canga" duricrust demonstrates the extreme stability of these surfaces. **Earth and Planet Science Letters**, v. 329–330, p. 41-50, 2012.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI H. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2). Seropédica: **Embrapa Agrobiologia**, 6 p., 2007.

SILVA, A. O., GUIMARÃES, A. A., LOPEZ, B. D. O. Chemical, physical, and biological attributes in soils affected by deposition of iron ore tailings from the Fundão Dam failure. **Environ Monit Assess** v. 193, p. 462, 2021.

SILVEIRA, F. A, O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P. U. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, p. 129–152. 2016.

SILVEIRA, F. A. O.; GAMA, E. M.; DIXON, K.W. Avoiding tailings dam collapses requires governance, partnership and responsibility. **Biodiversity Conservation**, v. 28, p. 1933–1934, 2019.

SKIRYC, Z. A.; CASTILHO, A.; CHAPARRO, C. Canga biodiversity, a matter of mining. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, n. 653, p. 1–9, 2014.

SKOV, C.; NILSSON, P, A. **Biology and Ecology of Pike**. CRC Press, 402 p., 2018.

SOARES, L.; ARNEZ, F. I.; HENNIES, W. T. Major causes of accidents in tailing dam due to geological and geotechnical factors. In: Mine Planning and Equipment Selection – **International Symposium**, p. 371–376, 2000.

SONTER, L. J; BARRETT, D.J.; SOARES-FILHO, B.S.; MORAN, C.J. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle. **Global Environnemtal Change** v. 26, p. 63–72, 2014.

SPARLINGG, P., WEST, A. W.; WHALEK, N. Influence from plant roots on the estimation of soil microbial ATP, C, N and P. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 275-278. 1985.

SPONH, M.; KLAUS, K.; WANEK, W.; RICHTER, A. Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth – Implications for carbon cycling. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 96, p.74-81, 2016.

STEFANES, M.; OCHOA-QUINTERO, J.; DE OLIVEIRA ROQUE, F. Incorporating resilience and cost in ecological restoration strategies at landscape scale. **Ecology and Society**, v. 21, n. 4, 11 p., 2016.

SUNDAR, K. S. G.; YASEEN, M.; KATHJU, K. The role of artificial habitats and rainfall patterns in the unseasonal nesting of Sarus Cranes (Antigone Antigone) in South Asia. **The Water bird Society**, v. 41, p. 80-86, 2017.

SU, P.; LIU, Y.; WANG, S.; YAN, Z.; WANG, S.; ZHU, L.; LOU, J.; LI, F. Rapid estimation of microbial biomass in acid red soils with and without substrate incorporation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 2904 – 2913, 2018.

TATE, K. R.; ROSS, D. J.; FELTHAM, C.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures. **Soil Biology & Biochemistry**, v.20, p. 329-335, 1988.

TAYLOR D. R.; AARSSEN L. W.; LOEHLE, C. On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: a new habitat templet for plant life history strategies. **Oikos**, v. 58, p. 239–250, 1990.

TEIXEIRA, A. F. S.; KEMMELMEIER, K.; MARASCALCHI, M. N.; STÜRMER, S. L.; CARNEIRO, M. A. C.; MOREIRA, F. M. S. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in

an iron mining area and its surroundings: Inoculum potential, density, and diversity of spores related to soil properties. **Ciência Agrotec**, v. 41 n. 5, p. 511–525, 2017.

TOTOLA, M. R. & CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 2, p. 195-276, 2002.

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

TOY, T. J. ; GRIFFITH, J. J. Changing Surface- Mine Reclamation Practices in Minas Gerais, Brazil, International Journal of Surface Mining, **Reclamation and Environment,** v.15, n.1, p. 33-51, 2001.

TRINDADE, F. C., RAMOS, S. J., GASTAUER, M., SARAIVA, A. M. M., CALDEIRA, C. F., OLIVEIRA, G.; VALADARES, R. B. S. Metaproteomes reveal increased capacity for stress tolerance of soil microbes in ferruginous tropical rocky outcrops. **Pedobiologia**, p.81–82, 2020.

TURETSKY, M.R. The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. **The Bryologist**, v. 106, p. 395-409, 2003.

ULLAS, S. N.; REDDY, V. B.V.; RAO, K. S. N. Characteristics of masonry units from iron ore tailings. **International Conference on Sustainable Built Environment (ICSBE)**, p. 108-114, 2010.

USGS – United States Geological Survey. **Global iron ore production data.** Disponível em: <https://minerals.usgs.gov/.../iron_ore/global_iron_ore_data.pdf>. Acesso em: jan. 2017.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

VANDERPOORTEN, A.; GOFFINET, B. **Introduction to bryophytes.** Cambridge: Cambridge University Press. 329 p., 2009.

VERGILIO, C. S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B. C. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Scientific Reports**, v.10, p. 1-12, 2020.

VIEIRA, K. G. **Aspectos geotécnicos e econômicos da recuperação ambiental de áreas degradadas por antigas pilhas de rejeitos: um estudo de caso.** Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto - UFOP, 80 p., 2010.

VINCENT, R. DE C.; MEGURO, M. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. Revista Brasileira de Botânica, v. 31, n. 3, 2008.

VIEIRA, C K.; BORGES, L. G. A.; MARCONATTO, L. Microbiome of a revegetated iron-mining site and pristine ecosystems from the Brazilian Cerrado. **Applied Soil Ecology**, v. 131, p. 55-65, 2018.

WALKER, J. J.; SPEAR, J. R.; PACE, N. R. Geobiology of a microbial endolithic community in the Yellowstone geothermal environment. **Nature,** v. 434, p. 1011–1014, 2005.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews**, v. 67, n. 3, p. 321–358, 1992.

WOLFF, A.P. **Caracterização de rejeitos de minério de ferro de minas da Vale**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral). Departamento de Engenharia Ambiental Universidade Federal de Ouro Preto –UFOP, 107 p., 2009.

WU, X.; LI, Z.; FU, B.; ZHOU, W. Restoration of ecosystem carbon and nitrogen storage and microbial biomass after grazing exclusion in semi-arid grasslands of Inner Mongolia. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 395–403, 2014.

YAYA, C.; TIKOU, B.; LIZHEN, C. Numerical analysis and geophysical monitoring for stability assessment of the Northwest tailings dam at Westwood Mine. **International Journal of Mining Science and Technology**, v. 27, n. 4, p.701-710, 2017.

YANG, Z.; FENG, Z.; BENJAMIN, S.; et al. Physical and Mechanical Properties of Fungal Mycelium-Based Biofoam. **American Society of Civil Engineers,** v. 29, n.7, 10 p., 2017.

YAO, H.; HE, Z.; WILSON, M. J.; CAMPBELL, C. D. Microbial Biomass and Community Structure in a Sequence of Soils with Increasing Fertility and Changing Land Use. **Microbial Ecology**, v. 40, p. 223–237, 2000.