



**CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
MESTRADO EM ENGENHARIA DE MATERIAIS**



Dissertação de Mestrado

Fernanda Resende Couto

**ESTUDO DO USO DO RESÍDUO DE MINÉRIO DE FERRO PARA A OBTENÇÃO
DE NICHOS CONSTRUÍDOS VISANDO A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
DEGRADADAS DE CAMPO RUPESTRÉ**

Belo Horizonte

Abril de 2020

Fernanda Resende Couto

**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 apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais do CEFET-MG, na área de concentração de Ciência e Desenvolvimento de Materiais, na Linha de Pesquisa de Reciclagem, como parte integrante dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Materiais.

Orientadora: Profa. Dr(a) Angela de Mello Ferreira

Co-orientadora: Profa. Dr(a) Andréa Rodrigues Marques Guimarães

Agência Financiadora: CEFET-MG

Belo Horizonte

Abril de 2020

C871e Couto, Fernanda Resende.
Estudo do uso do resíduo de minério de ferro para a obtenção de nichos construídos visando a restauração de áreas degradadas de campo rupestre / Fernanda Resende Couto. – 2020.
87 f. : il.
Orientadora: Angela de Mello Ferreira
Coorientadora: Andréa Rodrigues Marques Guimarães

Dissertação (mestrado) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais, Belo Horizonte, 2020.
Bibliografia.

1. Ecossistemas rupestres. 2. Rejeitos de mineração. 3. Nicho (Ecologia). 4. Reabilitação de áreas degradadas. I. Ferreira, Angela de Mello. II. Guimarães, Andréa Rodrigues Marques. III. Título.

CDD: 333.72



CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
DIRETORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MATERIAIS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
“ESTUDO DO USO DO RESÍDUO DE MINÉRIO DE
FERRO PARA A OBTENÇÃO DE NICHOS
CONSTRUÍDOS VISANDO A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
DEGRADADAS DE CAMPO RUPESTRE”

Autora: Fernanda Resende Couto

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Angela de Mello Ferreira

A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta Dissertação:

Prof.^a Dr.^a Angela de Mello Ferreira (ORIENTADORA)
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET/MG

Prof.^a Dr.^a Andrea Rodrigues Marques Guimarães (COORIENTADORA)
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET/MG

Prof. Dr. Augusto Cesar da Silva Bezerra
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET/MG

Prof.^a Dr.^a Cristina Helena Ribeiro Rocha Augustin
Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

Belo Horizonte, 19 de Fevereiro de 2020.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pelo exemplo e suporte, ao meu noivo pelo apoio, aos meus colegas do CEFET que me ajudaram quando foi preciso em especial a Jessica Juliana que prestou grande ajuda nas atividades laboratoriais e a Fabiana de Moura que estava sempre disposta a oferecer seu conhecimento para melhoria do trabalho. Agradeço aos professores que me ensinaram e me guiaram nessa caminhada, em especial às minhas orientadoras Angela de Mello Ferreira e Andréa Rodrigues Marques Guimarães, e ao Professor Augusto Bezerra.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais do CEFETMG, pelo apoio e pelo conhecimento adquirido pelos excelentes profissionais do programa. Ao CEFET-MG pelo financiamento da minha bolsa. Agradeço à Gerdau pelo rejeito de mineração concedido, cessão de uma área de campo rupestre para exposição das amostras, bem como pelo fornecimento dos dados meteorológicos que tornaram possível a realização desse trabalho.

RESUMO

Nichos construídos são materiais que possuem componentes bióticos em sua composição e apresentam potencial de criar um ambiente colonizável por diversos organismos. O uso de nicho construído para restauração de áreas degradadas após atividade minerária constitui uma iniciativa importante e muito pouco estudada e, portanto, é uma das principais contribuições deste trabalho de pesquisa. O objetivo do uso de nichos construídos é mimetizar nichos ecológicos pré-existentes da área degradada, dado o componente biótico local que esse material possui, fator agregado devido a utilização do *topsoil* da área afetada ou de áreas circundantes em sua composição. Este trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade de um nicho construído promover o crescimento de espécies em laboratório e de ser colonizado em ambiente natural de Campo Rupestre (CR). Os nichos foram preparados a partir da combinação de diferentes proporções de resíduo de minério de ferro (30%), *topsoil* de CR (60% – 65%) e cimento (5% - 10%). Eles foram caracterizados quanto à resistência mecânica (ensaio de compressão), microestrutura (MEV), composição química e mineralógica (DRX e FRX) e fertilidade. Sua capacidade de promover o crescimento de espécies foi avaliada através de atributos biológicos (CO, CBM, RB e qCO₂) e a presença de organismos fotobiontes ao longo de 240 dias expostos em condições naturais do CR e incubados em laboratório. O *topsoil* utilizado na composição dos nichos apresentou ser pobre em nutrientes e com características similares ao do resíduo de minério de ferro, acrescentando poucos componentes bióticos aos nichos construídos. Os resultados indicaram uma tendência no aumento do crescimento da comunidade microbiana nos nichos com o tempo de exposição no campo, porém não significativa. Possivelmente, devido às flutuações nas condições climáticas (seca severa) e uma queimada ocorrida durante a sua exposição ao campo, gerando uma grande variabilidade nos valores dos atributos microbianos analisados. Apesar disso, foi observado crescimento de organismos fotobiontes, quando incubados em condições ótimas, constatando-se o início da formação de uma crosta biológica. Este fato sugere que os nichos construídos têm potencial para serem utilizados como uma metodologia sustentável na restauração ambiental. Além disso, esta metodologia propões um novo uso para o resíduo de mineração. Acredita-se que os nichos construídos propostos neste estudo poderão oferecer uma diversidade macro e microtopográfica necessária à manutenção da heterogeneidade dos microhabitats do CR, importante para a diversidade microbiológica e colonização da flora nativa.

STUDY ON THE USE OF IRON ORE TAILING TO OBTAIN CONSTRUCTION NICHES FOR THE RESTORATION OF CAMPO RUPESTRE FROM DEGRADED AREAS

ABSTRACT

Constructed niches are materials that have a biotic load in their composition and have the potential to create an environment colonizable by organisms. This material has been studied as a restoration enhancer of degraded areas after mining activity. Its objective is to mimic pre-existing ecological niches of the degraded area and this is possible given the local biotic charge existing in this material due to the soil use of the affected area or surrounding areas in its composition. This research aims to evaluate the capacity of a construction niche to promote the growth of species in the laboratory and to be colonized in a natural environment of Campo Rupestre, the vegetation type most impacted by mining. The niches were prepared by combining different proportions of iron ore tailing (30%), topsoil (60% - 65%) and cement (5% - 10%). They were characterized in terms of mechanical resistance (compression test), microstructural (SEM), chemical and mineralogical composition (DRX and FRX). Its ability to promote the growth of species was evaluated through biological attributes (CO, CBM, RB and qCO₂) and the presence of photobiont organisms over 240 days exposed in natural conditions of the CR and incubated in the laboratory. The topsoil used in the composition of the niches was found to be poor in nutrients and with similar characteristics to the iron ore tailing, without adding significant biotic load in the construction niches. The results indicated a trend in increasing the growth of the microbial community in the niches with the time of exposure in the field, however not significant. Possibly, due to fluctuations in climatic conditions (severe drought) and a fire that occurred during their exposure to the field, generating great variability in the values of biological attributes analysed. Despite this, it was observed the growth of photobiont organisms, when incubated in optimal conditions, with the beginning of the formation of a biological crust. This can be an indicator that this material has the potential to be used as a sustainable tool in environmental restoration, since in addition to creating new ecological niches, it is a way to reuse mining waste. We believe that the construction niches proposed in this study may offer a macro and microtopographic diversity necessary to maintain the heterogeneity of the microhabitats of the CR, which is important for the microbiological diversity and colonization of native flora.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diferença entre Habitats Artificiais e Nichos Construídos	17
Figura 2 – Esquema do estudo de Marques et al. (2017).	18
Figura 3 – Nicho construído antes (B) e após (A) aprimoramento em condições ideais em laboratório. A seta na Figura B indica a presença de uma raiz.	18
Figura 4 – Distribuição geográfica dos campos rupestres para todo o Brasil (A) e para o sudeste brasileiro (B). Os pontos representam o local onde o bioma é classificado como Campo Rupestre, a região vermelha são zonas de alta altitude, amarela são de média altitude e verde de baixa altitude.	21
Figura 5 - Representação esquemática dos principais habitats dos campos rupestres.	23
Figura 6 - Exportações minerais 2018.....	25
Figura 7 – Esquema geral do processo de beneficiamento do minério de ferro bruto	26
Figura 8 - Fluxograma do desenvolvimento da pesquisa dividido em fases	32
Figura 9 - Localização de onde foram retiradas as amostras de materiais	33
Figura 10 - Pluviosidade da área de exposição dos módulos em área de preservação de CR na Serra da Moema no ano de 2019. Dados monitorados e cedidos pela Gerdau *	34
Figura 11 – Médias, máximos e mínimos das temperaturas mensais da área de exposição dos módulos em local de preservação de CR na Serra da Moeda no ano de 2019. Dados monitorados e cedidos pela Gerdau	34
Figura 12 - Misturador mecânico tipo planetário (A), moldes (B) e módulo após cura (C)	37
Figura 13 - Local de exposição dos módulos na Serra da Moeda (A), inserção dos módulos em ambiente de CR (B, C e D)	38
Figura 14 - Resultado DRX das amostras de resíduo (A) e <i>topsoil</i> (B)	46

Figura 15– Imagens feitas no MEV com aumento de 100, 2000 e 6000x dos módulos após coleta de 140 dias. As setas indicam formações cristalinas em formato de agulha. A diferença de porosidade pode ser percebida nos aumentos de 100 e 2000x	51
Figura 16- Ensaio de resistência a compressão dos módulos com 5% de cimento M5% e com 10% de cimento M10% ao longo do tempo de estudo (7, 140 e 240 dias).....	52
Figura 17– Carbono da biomassa microbiana (CBM) dos tratamentos (módulos com 5% e 10% de cimento) nos tempos de 7, 140 e 240 dias de incubação em laboratório (A) e de exposição às condições naturais do campo (B).	53
Figura 18 - Imagem do queimada ocorrido na Serra da Moeda, área preservada de Campo Rupestre, onde estavam localizados os módulos (A) e imagens dos módulos coletados após 240 dias no campo e queimados devido à queimada (B e C).	55
Figura 19 - Respiração basal (RB) dos módulos com 5% e 10% de cimento nos tempos 7, 140 e 240 dias de incubação em laboratório (A) e de exposição às condições naturais do campo (B).	57
Figura 20 – Coeficiente metabólico (qCO_2) dos módulos com 5% e 10% de cimento nos tempos de 7, 140 e 240 dias de incubação em laboratório (A) e de exposição às condições naturais do campo (B).	60
Figura 21 - Crescimento de organismos no <i>topsoil</i> e resíduo 140 dias incubação em laboratório. Gametófito de briófito no <i>topsoil</i> (A), prótalo de pteridófito no <i>topsoil</i> (B) e no resíduo (D), alga (C).....	62
Figura 22–Imagens de uma região destacada do módulo (M5%, 240 dias) contendo crescimento de alga. A – Região do módulo em que foi observado as algas, B, C e D mostra a mesma região com ampliações sucessivas.	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Porcentagens de <i>topsoil</i> , resíduo e cimento CP V - ARI MAX nos módulos e controles experimentais.	36
Tabela 2 – Resultados da composição química dos materiais na forma de óxidos obtidos por FRX	44
Tabela 3 - Análise de fertilidade das amostras de <i>topsoil</i> , resíduo, misturas M5% e M10% antes da incubação dos módulos.....	47
Tabela 4 - Atributos Biológicos do <i>topsoil</i> e resíduo: qCO_2 (coeficiente metabólico) CBM (carbono da biomassa microbiana) CO (carbono orgânico) após 7 dias.....	56
Tabela 5 - Atributos Biológicos: carbono da biomassa microbiana (CBM), coeficiente metabólico (qCO_2), carbono orgânico (CO) e razão entre carbono da biomassa microbiana e carbono orgânico (CBM/CO) dos módulos 5% e 10%, incubados em laboratório e expostos às condições naturais do campo, nos tempos de 7, 140 e 240 dias.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CR	-	Campo Rupestre
RB	-	Respiração Basal
CBM	-	Carbono da Biomassa Microbiana
CO	-	Carbono Orgânico
FRX	-	Fluorescência de RaiosX
DRX	-	Difração de RaiosX
MEV.	-	Microscopia Eletrônica de Varredura
M5%	-	Mistura com 5% de cimento
M10%	-	Mistura com 10% de cimento
qCO ₂	-	Coefficiente metabólico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	FUNDAMENTOS TEÓRICOS E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	Nichos construídos	16
3.2	O Campo Rupestre e a importância de sua conservação.	20
3.2.1	Definição do Campo Rupestre.	20
3.2.2	A Biodiversidade do Campo Rupestre.	21
3.2.3	Tipos de habitats do Campo Rupestre	22
3.3	A atividade de mineração de minério de ferro no Quadrilátero Ferrífero	24
3.3.1	Resíduo de mineração no processo de beneficiamento do minério de ferro. .	25
3.4	A degradação do Campo Rupestre e a mineração de minério de ferro. ...	27
3.5	A restauração de Campos Rupestres	29
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
4.1	Desenho da pesquisa.....	32
4.2	Área de estudo, coleta e preparação do material	33
4.3	Caracterização do material	35
4.3.1	Análise granulométrica	35
4.3.2	Caracterização química e microestrutural da matéria prima e dos módulos. ...	35
4.4	Módulos	36
4.5	Incubação dos módulos em laboratório	37

4.6	Exposição dos módulos em campo.....	38
4.7	Ensaio de resistência à compressão	38
4.8	Caracterização dos Atributos Biológicos.....	39
4.8.1	Carbono da biomassa microbiana, respiração basal e quociente de respiração.....	39
4.8.2	Observação de organismos fotobiontes.....	41
4.9	Análise de fertilidade.....	42
4.10	Análise estatística dos dados.....	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1	Caracterização da matéria prima para os módulos	44
5.2	Caracterização dos módulos	50
5.3	Caracterização dos atributos microbiológicos	52
5.4	Avaliação do crescimento de seres fotobiontes.....	61
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

1 INTRODUÇÃO

A teoria de construção de nichos, em inglês *construction niche*, diz respeito à habilidade de organismos modificar a pressão da seleção natural, no ambiente em que se encontram, por meio da seleção de componentes bióticos e abióticos, sendo assim aptos a sobreviver mesmo em ambientes extremos (ODLING-SMEE, 1988; BOORGET et al., 2006; LALAND e O'BRIEN, 2010; ROWLEY-CONWY e LAYTON, 2011).

O material nomeado de nicho construído foi pela primeira vez proposto por Marques et al. (2017) que desenvolveu módulos com potencial de serem utilizados na restauração de áreas degradadas após atividade minerária. Esses nichos construídos podem ser capazes de criar um ambiente colonizável por diversos organismos da região degradada ou mesmo trazerem consigo mesmos componentes bióticos capaz de dar início à reabilitação de espécies nesse ambiente degradado.

Um dos ambientes mais degradados no Brasil em função da extração de minério de ferro é o Campo Rupestre (CR), o qual, no Quadrilátero Ferrífero, é associado aos depósitos de hematita que formam afloramentos rochosos nos topos das montanhas, normalmente acima de 900 m, e controlam as distribuições regionais da vegetação (JACOBI et al., 2007, JACOBI et al., 2011; BARBOSA, 2012; SKIRYCZ et al., 2014; SCHAEFER et al., 2016; NEVES et al., 2018).

Os afloramentos rochosos que se encontram nos CR oferecem a este tipo vegetacional um mosaico de fissuras, buracos, depressões e pedregulhos, geralmente, em terreno inclinado (JACOBI et al., 2007). Cada um desses microhabitats é ocupado por uma comunidade florística distinta, as quais são distribuídas de acordo com a microtopografia da área, substratos, estrutura do *topsoil*, profundidade e umidade. Esses microhabitats estão sujeitos a alto estresse climático, tais como significativas oscilações diárias de temperaturas, intensa radiação de raios UV, ventos fortes e uma estação seca acentuada (BARTHLOTT et al., 1993; POREMBSKI et al., 1994; POREMBSKI e BARTHLOTT, 2000; JACOBI et al., 2007, SKIRYCZ et al., 2014). Para sobreviver nesse ambiente hostil muitas espécies da comunidade florística dos CR se adaptaram fisiologicamente e morfológicamente aos vários habitats que ele oferece (JACOBI, 2007).

Essa região requer esforços para a sua conservação, uma vez que o CR é composto por uma biodiversidade significativa e, ainda, um dos mais altos índices de endemismo sul-americano, não obstante o maior número de espécies de plantas ameaçadas do Brasil (LARA e FERNANDES, 1996; CARVALHO et al., 2012; SILVEIRA et al., 2015; NEVES et al., 2018). Nesse contexto, a aplicação de processos de restauração dos CR é de extrema importância. Isso se deve ao fato de esses processos serem influentes na manutenção da biodiversidade e, portanto, na manutenção do equilíbrio e dos serviços ecológicos (LE STRADIC, 2012).

De acordo com Marques et al. (2017), os nichos construídos têm o potencial de serem utilizados como um meio de restauração dos CR, uma vez que eles podem mimetizar os nichos naturais de determinadas espécies ou determinada comunidade podendo ser recolonizados por espécies encontradas em habitats naturais circundantes. Isso sugere que as condições oferecidas por nichos construídos são similares às oferecidas por nichos naturais, ao ponto de dar suporte ao crescimento das mesmas espécies da comunidade local (WHITING et al., 2004; MARQUES et al., 2017).

Os nichos construídos apresentam o resíduo de minério de ferro como matéria prima objetivando também a sua diminuição de estocagem em barragens, bem como a sua devolução ao meio ambiente de forma sustentável, sem causar danos, e com o potencial de promover a reabilitação de espécies em áreas degradadas após atividade de mineração. No entanto, os resultados observados por Marques et al. (2017) foram somente de testes laboratoriais, sendo necessários estudos de campo nas condições naturais. Outras composições de materiais também seriam interessantes testar tendo em vista estudos mais aprofundados do seu efeito no nicho construído, variando-se a proporção de *topsoil*, resíduo de mineração e substâncias aglomerantes que poderiam influenciar no comportamento da bioreceptividade de organismos e sua duração no meio ambiente. Esse estudo, portanto, constitui uma iniciativa inédita da avaliação do nicho construído em campo e isso é uma das principais contribuições deste trabalho de pesquisa.

Desse modo, devido à alta biodiversidade associada a ecossistemas ricos em ferro e a necessidade de preservá-los, objetiva-se a aprimorar os nichos construídos para ajudar na restauração de ambientes encontrados nos CR situados no QF. Algumas questões foram levantadas: (1) Diferentes composições de resíduo de

minério de ferro, *topsoil* de CR e substância aglomerante terão implicações para as propriedades mecânicas e para os organismos colonizadores dos nichos construídos?

(2) O ambiente do CR influenciará no processo de colonização do nicho construído?

As investigações foram realizadas em condições controladas no laboratório e no campo em condições naturais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O estudo teve como objetivo avaliar a capacidade de um nicho construído (módulos), com diferentes composições, promover o crescimento de espécies através da análise de alguns atributos biológicos em laboratório e em ambiente natural de Campo Rupestre.

2.2 Objetivos específicos

- a. Desenvolver os módulos a partir da combinação de diferentes proporções de *topsoil*, resíduo de minério de ferro e cimento.
- b. Realizar a caracterização química e mineralógica (FRX, DRX), microestrutural (MEV) e física (resistência à compressão) dos módulos construídos;
- c. Avaliar os atributos biológicos como o carbono da biomassa microbiana, respiração basal, coeficiente metabólico e a fertilidade do *topsoil*, do resíduo de minério de ferro e dos módulos construídos;
- d. Avaliar o crescimento de organismos macroscópicos fotobiontes no *topsoil*, resíduo de minério de ferro e nos módulos construídos;
- e. Contribuir para o enriquecimento da literatura sobre a utilização de nichos construídos na recuperação de áreas degradadas após atividade minerária;
- f. Propor uma técnica para restauração de áreas degradadas utilizando nichos construídos a partir de resíduos de mineração.

3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

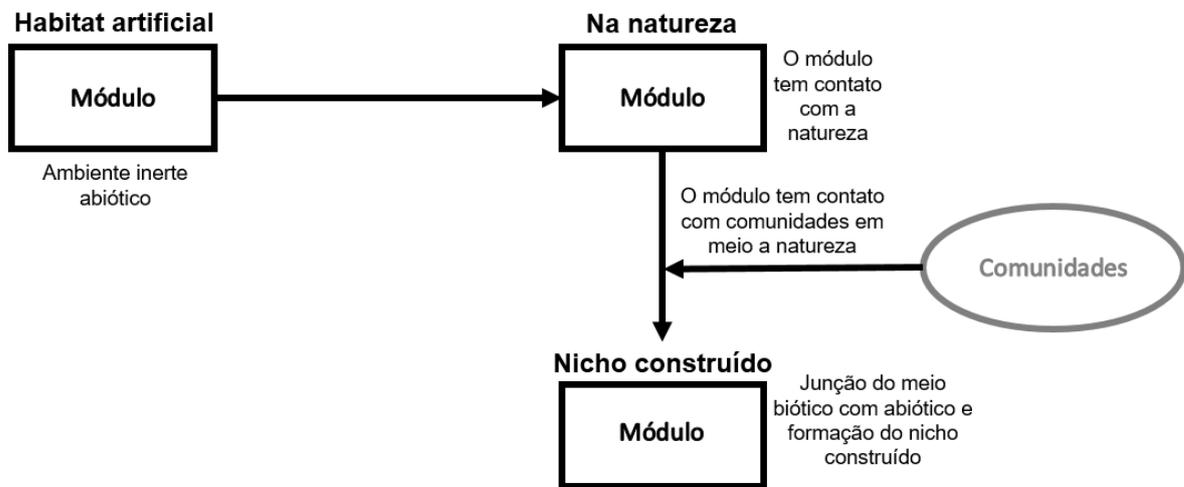
3.1 Nichos construídos

A teoria de construção de nichos, em inglês '*construction niche*', diz respeito à habilidade de organismos de modificar a pressão da seleção natural no ambiente em que se encontram por meio da seleção de componentes bióticos e abióticos, sendo assim, aptos a sobreviver mesmo em ambientes extremos (ODLING-SMEE, 1988; BOORGET et al., 2006; LALAND e O'BRIEN, 2010; ROWLEY-CONWY e LAYTON, 2011).

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 *topsoil*, densidade da folhagem, organismos presentes, entre outros. Dessa forma, em um habitat podem-se encontrar muitos nichos (ODLING-SMEE, 1988; BOORGET et al., 2006).

Habitats artificiais, estruturas que mimetizam o espaço onde podem habitar seres vivos (PRATT, 1994), têm sido utilizados na tentativa de preservar espécies importantes para a manutenção do equilíbrio ecológico. 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 de peixes (SKOV e NILSSON, 2018). Esses habitats artificiais podem ser a base da formação de um nicho construído quando aplicados na natureza, pois, assim, em contato com a natureza, seriam incorporados aos habitats artificiais elementos bióticos, tais como comunidades microbiológicas (Figura 1).

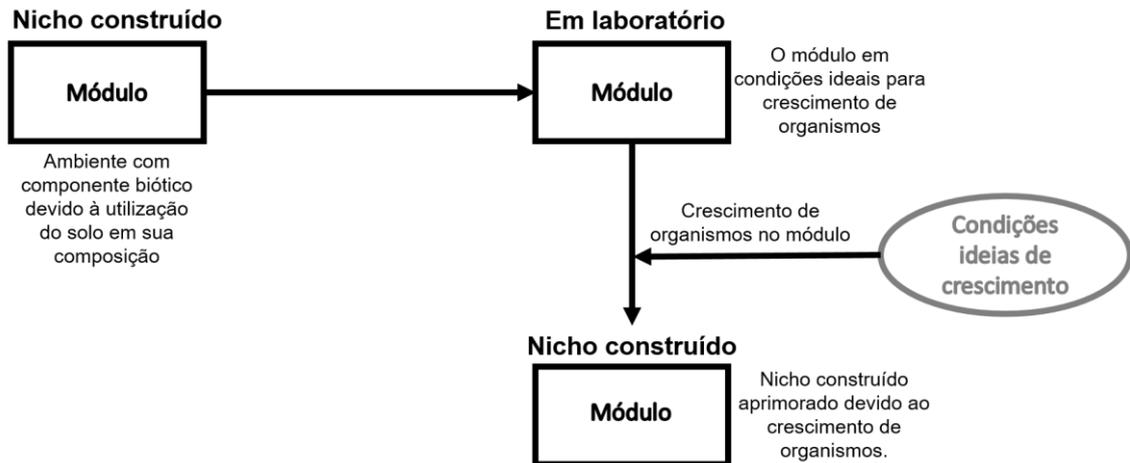
Figura 1 – Diferença entre Habitats Artificiais e Nichos Construídos



Fonte: Próprio autor (2019)

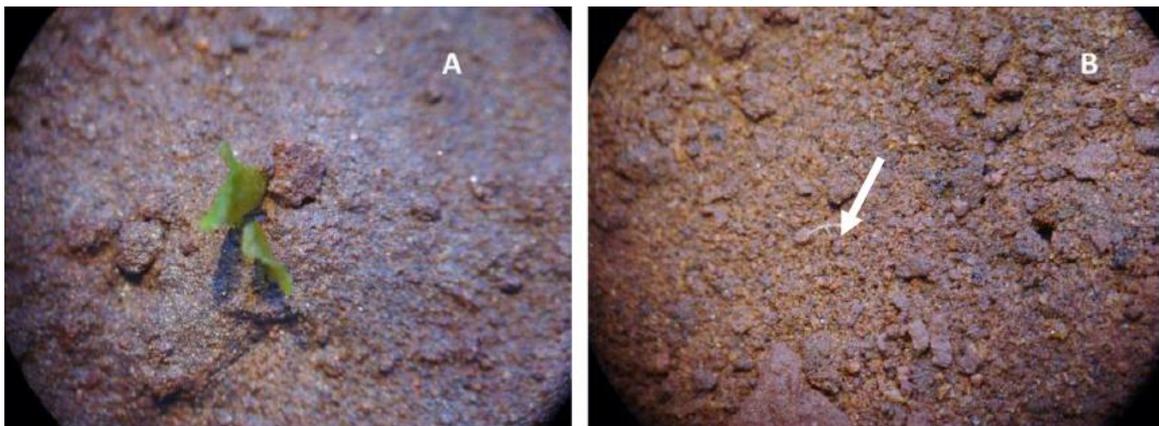
Marques et al. (2017), porém, foi além no conceito da aplicação de estruturas construídas no meio ambiente como forma de promover reabilitação de espécies em um ambiente impactado. Em seu estudo foi desenvolvido um módulo, à base de solo e resíduo de minério de ferro, que não é apenas um habitat, ou seja, não mimetiza apenas o espaço onde podem habitar seres vivos. Esses módulos podem ser designados como nichos, pois juntamente com o meio abiótico, foram encontrados seres que já se interagem entre si, formando uma composição biológica complexa, que tem o potencial de preconizar uma sucessão ecológica em um meio impactado. O crescimento de seres nos módulos foi possível devido à utilização do solo como matéria prima do material, o qual carrega consigo componentes bióticos da área de onde ele foi retirado, por exemplo, microrganismos. Esses componentes bióticos foram ainda mais desenvolvidos quando os módulos foram submetidos a condições ideais de crescimento de organismos (Figura 2 e Figura 3).

Figura 2 – Esquema do estudo de Marques et al. (2017).



Fonte: Próprio autor (2019)

Figura 3 – Nicho construído antes (B) e após (A) aprimoramento em condições ideais em laboratório. A seta na Figura B indica a presença de uma raiz.



Fonte: Couto (2014)

Segundo Marques et al. (2017) os módulos chamados de ‘*construction niche*’ (nicho construído) mimetizam os nichos naturais de determinadas espécies podendo ser recolonizados por espécies encontradas em habitats naturais circundantes. Isso sugere que as condições oferecidas por nichos construídos são similares às oferecidas por nichos naturais, ao ponto de dar suporte ao crescimento das mesmas espécies da comunidade local (WHITING et al., 2004; MARQUES et al., 2017). Dado isso, os nichos construídos têm grande potencial de aplicação em ambientes degradados a fim de promover o início de uma reabilitação de espécies nesse ambiente.

Outro fator a ser considerado nos nichos construídos é a sua bioreceptividade. O termo bioreceptividade foi definido por Guillitte (1995) como “a aptidão de um

material para ser colonizado por um ou vários grupos de organismos vivos” ou como “a totalidade de propriedades materiais que contribuem para o estabelecimento, ancoragem e desenvolvimento da fauna e / ou flora” (GUILLITTE, 1995).

O grau de colonização biológica de uma superfície depende não apenas de fatores ambientais, mas também das propriedades intrínsecas do material (GUILLITTE, 1995), portanto dois tipos diferentes de materiais podem sofrer diferentes graus de colonização sob as mesmas condições ambientais. Segundo Marques et al. (2017), devido aos componentes bióticos que já se encontram presentes nos nichos construídos, sua bioreceptividade tem potencial de ser maior que a de locais significativamente impactados, como ambientes após atividade minerária. Além disso, o nicho construído tem como base de formação os minerais presentes em rochas, uma vez que ele é composto por solo e resíduo 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 biorreptivo e, portanto, capaz, em certa medida, de ser colonizado.

Segundo Madigan et al. (2016), para iniciar a colonização, os microrganismos escolhem habitats que sejam mais favoráveis à sua sobrevivência. Os habitats mais habitados por microrganismos em zonas áridas são os espaços porosos, rachaduras e fissuras (microrganismos endolíticos). O microhabitat endolítico fornece proteção contra radiação solar intensa e dessecação, e fornece nutrientes minerais, umidade e superfícies de crescimento (SAIZ-JIMENEZ et al., 1990; WALKER et al., 2005). O nicho construído, 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 após atividade minerária.

Devido às potencialidades do nicho construído, uma alternativa para sua utilização é a de recuperação de colonizadores do Campo Rupestre (CR), pois o CR é o tipo vegetacional mais degradado em função da mineração de minério de ferro no Brasil (SKIRYCZ et al., 2014). Além disso, uma vez que os nichos construídos apresentam resíduo de minério de ferro em sua composição, sua utilização diminuiria a estocagem do resíduo em barragens proporcionando sua realocação no meio ambiente de forma sustentável e sem causar danos, potencializando a reabilitação de espécies no CR.

3.2 O Campo Rupestre e a importância de sua conservação

3.2.1 Definição do Campo Rupestre

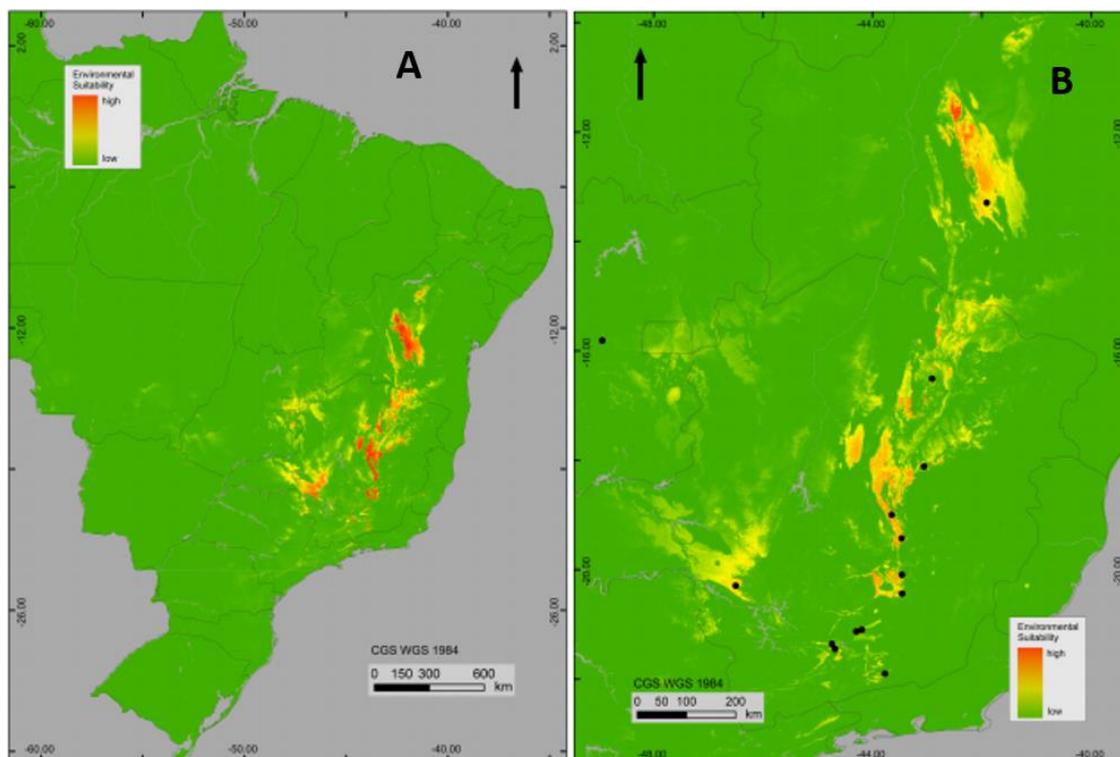
Alves et al. (2007) definiu campos rupestres como “*um complexo de vegetação rico em espécies, ligado a afloramentos de quartzito pré-cambriano que emergem como um mosaico cercado principalmente por cerrado e caatinga*”. Eles são compostos de muitas comunidades vegetais distintas (GIULIETTI et al., 1987; MEGURO et al., 1994; QUEIROZ et al., 1996; CONCEIÇÃO e PIRANI, 2005; CONCEIÇÃO et al., 2007) e isso dificulta a definição de CR como uma unidade florística (ALVES e KOLBEK, 2010).

No Quadrilátero Ferrífero, sudeste do Brasil, CR também ocorrem frequentemente em áreas de rocha itabirita, algumas com ferrugens, conhecidas como cangas. O Quadrilátero Ferrífero é uma área rica em minérios economicamente valiosos, principalmente minério de ferro, sujeitos a degradação irrecuperável pela mineração a céu aberto (JACOBI et al., 2007).

O CR é composto primordialmente de espécies arbustivas encontradas a uma altitude entre 800m e 2000m (LE STRADIC, 2012). De acordo com o modelo de distribuição desenvolvido por Barbosa (2012), a vegetação do CR cobre uma área aproximada de 130.000 km² no Brasil. Esse ecossistema está distribuído majoritariamente ao longo da Serra do Espinhaço, que compreende a Serra da Piedade, Serra do Caraça, Serra do Cipó, Chapada Diamantina, Morro do Chapéu e Serra da Jacobina (GIULIETTI et al., 1987, 1997) e em serras adjacentes e isoladas, tais como a Serra do Cabral, localizada no centro-norte de Minas Gerais (ALVES e KOLBEK, 1994; GIULIETTI et al., 1997; KOLBEK e ALVES, 2008, BARBOSA, 2012).

Além dessas regiões, os CR também podem ser encontrados em regiões, tais como as serras do Brasil central, como a Chapada dos Veadeiros e a Serra dos Pirineus, em Goiás; e também na Serra da Canastra, no sudoeste de Minas Gerais (BARBOSA, 2012). Encontram-se CR ainda em montanhas da região de São João del Rei (Serra do Lenheiro), Tiradentes (Serra de São José) e Itutinga, além da região de Ibitipoca, em Minas Gerais (Figura 4) (BENITES et al., 2007; VASCONCELOS, 2011).

Figura 4 –Distribuição geográfica dos campos rupestres para todo o Brasil (A) e para o sudeste brasileiro (B). Os pontos representam o local onde o bioma é classificado como Campo Rupestre, a região vermelha são zonas de alta altitude, amarela são de média altitude e verde de baixa altitude.



Fonte: Barbosa (2012)

3.2.2 A Biodiversidade do Campo Rupestre.

No Brasil, os CR contêm, aproximadamente, 5000 espécies de plantas vasculares (FLORA DO BRASIL, 2018). Esse valor corresponde a 15% do total da flora vascular brasileira (FERNANDES et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015).

Entre outros fatores, essa significativa biodiversidade nos CR tem sido atribuída aos seus altos níveis de endemismo local (HENSOLD, 1988; ECHTERNACHT et al., 2011), bem como à distribuição geográfica dos seus sítios (GIULIETTI et al., 1997). Além disso, a biodiversidade dos CR também sofre influência dos habitats distintos circundantes (GIULIETTI et al., 1997), como Cerrado, Savanas, Florestas Tropicais Atlânticas, Florestas Sazonais Secas e Florestas Tropicais Amazônicas (NEVES et al., 2018).

Neves et al. (2018) avaliou o grau de influência florística desses habitats circundantes sob a diferenciação composicional dos CR. Foi observado que apesar de a biodiversidade dos grupos florísticos de CR serem afetados por sua localização

geográfica, as condições ambientais influenciam mais intensamente na composição da comunidade florística que os fatores geográficos. Isso significa que há maior probabilidade que a similaridade de espécies situadas em diferentes comunidades rupestres é devida à similaridade ambiental e não à proximidade geográfica.

Apesar dessa descoberta, há ainda um grande leque de conhecimento sobre a identidade composicional da flora dos CR. O que mais se sabe é que a distribuição de espécies e o alto índice de biodiversidade são influenciados pela distribuição geográfica dos campos, juntamente com a heterogeneidade ambiental associada e a influência de habitats circunvizinhos (SILVEIRA et al., 2015; NEVES et al., 2018).

3.2.3 *Tipos de habitats do Campo Rupestre*

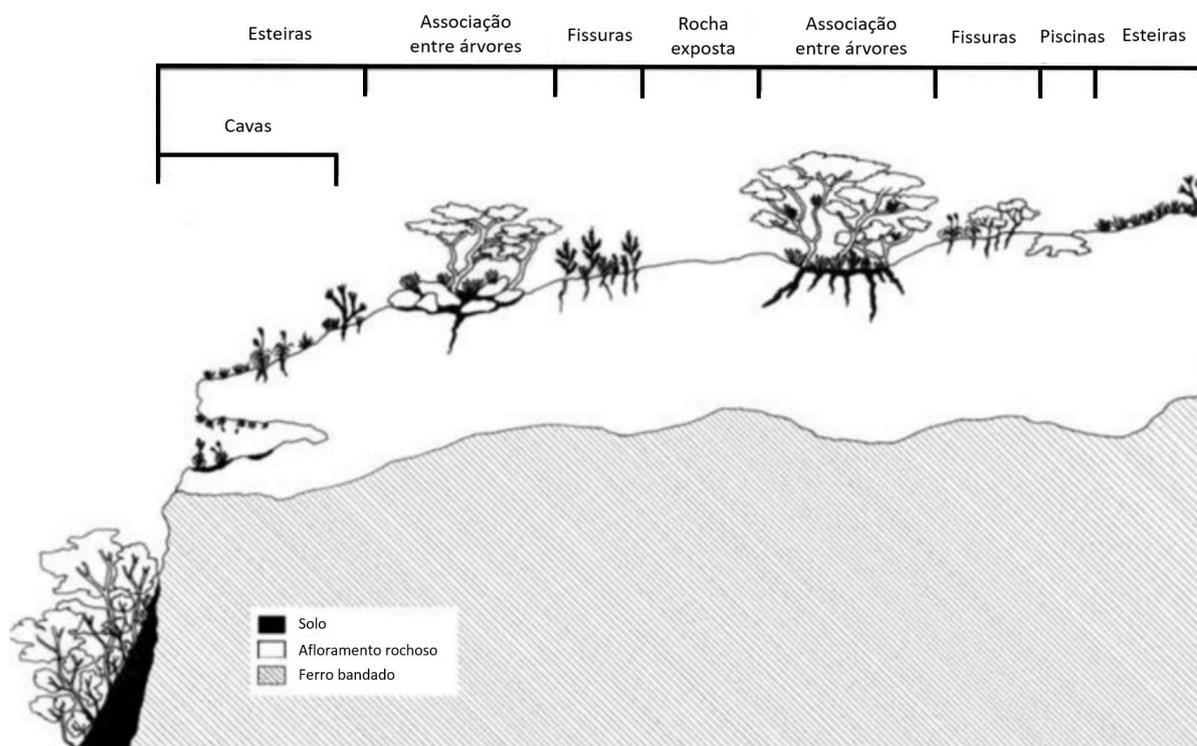
A presença de afloramentos rochosos é uma característica intrínseca dos CR, bem como a textura arenosa do *topsoil* raso, normalmente, com alto teor de Al^{3+} e baixo teor de nutrientes (BENITES et al., 2007). Além disso, os CR são, geralmente, secos, com altos índices de drenagem pluvial (EITEN, 1978). Esse sistema de drenagem dos CR, associados à heterogeneidade da topografia, cria diferentes tipos de habitats, alguns úmidos e outros extremamente secos, que são separados um do outro, às vezes, por apenas alguns centímetros (VITTA, 1995; ALVES e KOLBEK, 2010).

Os habitats dos CR são áreas sujeitas a alto estresse climático, tais como significativas oscilações diárias de temperaturas, intensa radiação de raios UV, ventos fortes e uma estação seca acentuada (GIULIETTI et al., 1997; LE STRADIC, 2012). Para sobreviver a esse ambiente hostil, muitas espécies da comunidade dos CR se adaptaram fisiologicamente e morfológicamente a esses habitats (JACOBI, 2007). Como exemplo, há o desenvolvimento de características xeromórficas que protegem a planta de sofrer desidratação, tais como folhas coriáceas, espessas, cerosas ou peludas; proteção dos estômatos; forte inserção imbricada de folhas e a presença de tecidos parenquimatosos que armazenam água (GIULIETTI et al., 1997).

Os afloramentos rochosos onde também se encontram os CR são um mosaico de fissuras, buracos, depressões e pedregulhos (JACOBI et al., 2007). Cada um desses microhabitats é ocupado por uma comunidade distinta, as quais são distribuídas de acordo com a microtopografia da área, substratos, estrutura do *topsoil*, profundidade e umidade (BARTHLOTT et al., 1993; POREMBSKI et al.,

1994; POREMBSKI e BARTHLOTT, 2000; JACOBI et al., 2007). Jacobi et al. (2007) classificou os principais habitats dos CR baseando-se em suas características (Figura 5).

Figura 5 - Representação esquemática dos principais habitats dos campos rupestres.



Fonte: Jacobi (2007)

De acordo com Jacobi et al. (2007), as rochas expostas são habitats planos, em que a superfície da rocha está exposta à intensa radiação de raios UV. Esse tipo de habitat é comumente coberto por líquens e cianobactérias, por exemplo, a *Cyanotheca aeruginosa*. O habitat nomeado de “piscinas” se caracteriza por ser formado por pequenas piscinas permanentes formadas entre as rochas, usualmente com área variando entre 1 a 2 m². Os principais microrganismos encontrados são a Euglenophyta (*Trachelomonas*, *Phacus*, *Euglena*), unicelulares (*Closterium*) e filamentosa (*Oedogonium*) Chlorophyta, Cryptophyta (*Cryptomonas*) e cianobactérias. Há também pequenos lagos efêmeros, habitats formados apenas durante as épocas chuvosas em depressões em que há rochas pouco porosas. O habitat “fissuras” é composto por espécies de gramíneas e juncos que nascem sob *topsoil* raso em fissuras estreitas. As depressões também formam habitats com características similares àquelas formados nas fissuras, a maior diferença é que a vegetação formada nas depressões é mais robusta, uma vez que há presença de *topsoils* mais profundos.

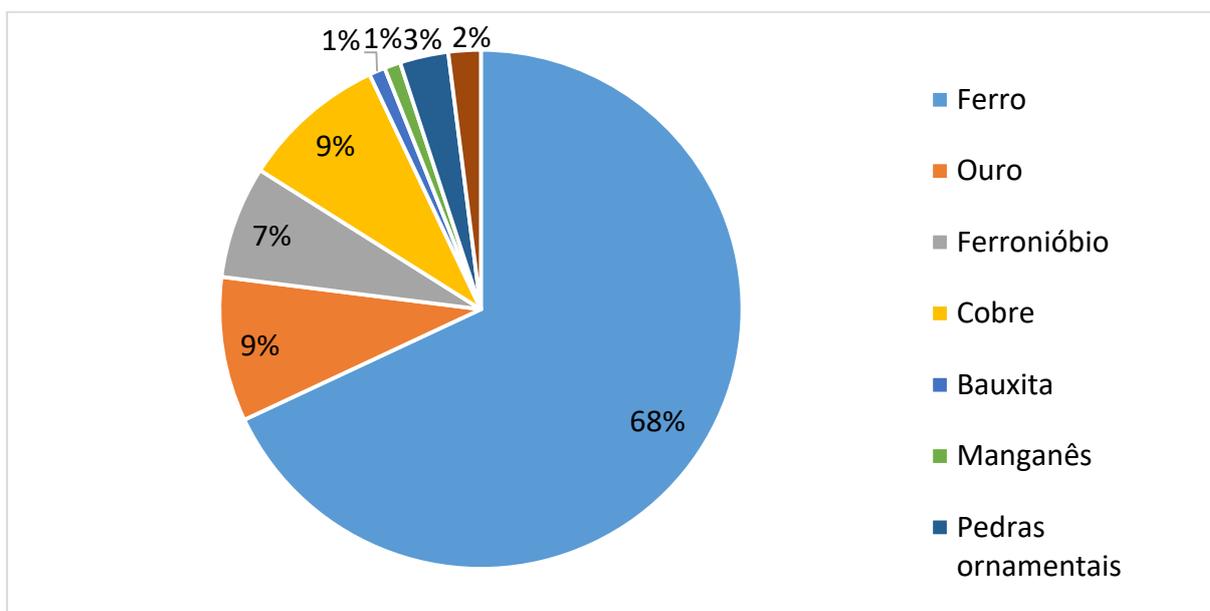
As “esteiras” estão presentes em afloramentos de superfícies lisas, o conjunto de espécies que nasce nesse habitat forma um tipo de “tapete”. Essas espécies crescem ao redor de fissuras ou fendas e se espalham repetidamente sob a superfície lisa. São exemplos de espécies que se desenvolvem nesse tipo de habitat: *Anthurium minarum*, *Trilepis lhotzkiana*, *Acianthera teres*, *Vellozia graminea*, *Vellozia caruncularis* e *Xyris*. A “associação entre árvores” ocorre em locais onde há acumulação de *topsoil* em grande quantidade, tais como depressões, fissuras, cupinzeiros, ou barreiras formadas por agregação de *topsoil*. Esse tipo de habitat é caracterizado como pequenas ilhas com vegetação arbustiva que promove um ambiente mais úmido com temperaturas mais amenas para o crescimento de briófitas e samambaias. As “cavas” são habitats que ocorrem, geralmente, em paredes negativas, abaixo da borda do afloramento. As espécies que crescem nesse habitat recebem água que escorre da crosta acima, e devido à umidade, as paredes das cavas são cobertas por musgos.

Esses habitats do CR têm sofrido impactos expressivos devido à intensa extração de minério de ferro no QF. Por essa razão, esse ecossistema necessita de uma atenção especial em relação à conservação e recuperação de sua biodiversidade. 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).

3.3 A atividade de mineração de minério de ferro no Quadrilátero Ferrífero

A indústria mineral no Brasil se destaca por contribuir decisivamente para gerar superávits à balança comercial. O Brasil exportou em 2018 um volume de mais de 409 milhões de toneladas de bens minerais, e gerou divisas de US\$ FOB 29,9 bilhões. Este valor representou 12,5% das exportações totais do Brasil, e 36,6% do saldo comercial, sendo que a grande maioria das exportações negociada foi de minério de ferro (IBRAM, 2019) (Figura 6).

Figura 6 - Exportações minerais 2018



Fonte: ComexStat - Elaboração IBRAM 2019

Dentre as regiões que mais participam na extração de minério de ferro no Brasil, está o Quadrilátero Ferrífero (QF), situado em Minas Gerais. Essa região é caracterizada pelas riquezas minerais, com destaque para as reservas de minério de ferro (DORR, 1969; ROSIÈRE et al., 2008). Por essa razão, o Estado de Minas Gerais tem sua economia baseada, principalmente, na extração desse minério (IBRAM, 2016).

Devido à sua significância econômica pela alta produção de minério de ferro (DORR e BARBOSA, 1963; LOBATO et al., 2007) e pelo longo registro geológico da região (DORR, 1969), o QF tem sido alvo de inúmeros estudos relacionados com sua estrutura mineral, depósitos de minério, vegetações associadas e geração de resíduos de mineração (DORR, 1969; MACHADO et al., 1992; DRUMMOND et al., 2005; PEREIRA, 2005; JACOBI et al., 2007; JACOBI et al., 2011; SKIRY CZ et al., 2014; NEVES et al., 2018).

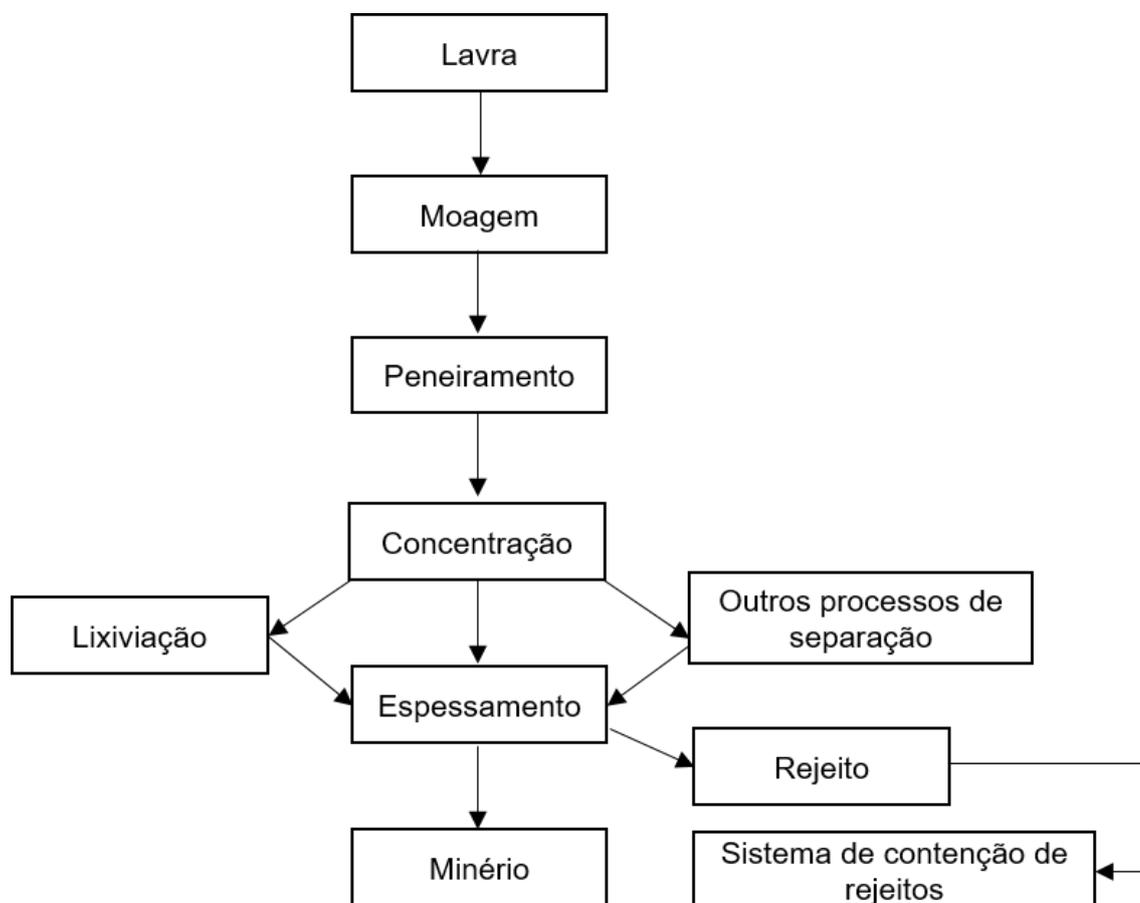
3.3.1 *Resíduo de mineração no processo de beneficiamento do minério de ferro.*

O resíduo de mineração é oriundo do beneficiamento do minério do qual se concentra os óxidos de ferro que é o material economicamente viável. Esse resíduo constituído principalmente por quartzo, além de aluminos silicatos, óxidos de ferro e outros minerais, pode ser encontrado de várias formas, partículas secas, úmidas,

granulometria grossa ou fina. Seu aspecto é dependente dos tratamentos que o minério foi submetido (CHAMMAS, 1989; ESPÓSITO, 2000).

Segundo Espósito (2000), os principais tratamentos que geram resíduos na mineração de minério de ferro são a concentração por densidade, separação magnética, separação eletrostática, ciclonação, aglomeração, flotação e pirólise. A Figura 7 descreve um esquema geral do processo de beneficiamento do minério de ferro que dá origem ao resíduo.

Figura 7 – Esquema geral do processo de beneficiamento do minério de ferro bruto



Fonte: modificado – Santos, 2004

O processo de beneficiamento do minério de ferro gera significativa quantidade de resíduo. Segundo a FEAM (2017), o total de resíduo do ano de 2016 equivale a 172.882.183,068 toneladas. Essa quantidade de resíduo contribui para a degradação ambiental causada pela mineração de minério de ferro no QF. Grande parte de resíduo da mineração são armazenados em barragens. Um dos sistemas de barragem que tem causado mais acidentes em Minas Gerais é o denominado alteamento à

montante. Nesse método de construção, a barragem é construída à montante sobre o resíduo já consolidado. De acordo com Araújo (2006) esse tipo de método apresenta alta susceptibilidade ao rompimento, uma vez que por ser realizado sobre materiais previamente depositados e não consolidados, os quais estão em condição saturada e tendem a apresentar baixa resistência.

Os acidentes com barragens no estado de Minas Gerais como o da barragem do Fundão na cidade de Mariana em novembro de 2015 e o colapso da barragem da Mina do Córrego do Feijão, em Brumadinho, na região metropolitana de Belo Horizonte em janeiro de 2019, têm causado discussões acerca da segurança destas barragens, bem como alternativas para uso desse resíduo como matéria-prima para diversos processos e produtos (FREITAS e SILVA, 2019).

3.4 A degradação do Campo Rupestre e a mineração de minério de ferro.

Um dos impactos mais significativos oriundos da mineração é a degradação de ambientes causada pela construção e manutenção de barragens de resíduos. Quando se avalia esta degradação na região do QF, percebe-se que esta é ainda mais impactante, pois o QF é uma área cuja conservação é de suma importância devido à alta biodiversidade existente, a qual demanda maior investigação científica (SKIRYCZ et al., 2014). Segundo Drummond et al. (2005) e Skiryucz et al. (2014), o ambiente que é formado sob o QF, o CR, se torna único devido ao endemismo das plantas existentes nessa região.

A exploração sistemática do QF proporcionada por investimentos em tecnologias é muito significativa, bem como a degradação ambiental gerada por meio do processo de extração do minério (SKIRYCZ et al., 2014). As mudanças ambientais causadas em decorrência da mineração de ferro iniciam-se já no estágio de instalação e operação da mina e duram até a desativação do empreendimento, aumentando progressivamente de um estágio para o outro (RIPLEY et al., 1996).

Corpos d'água são afetados pela modificação de seus cursos, pelo aumento da turbidez, assoreamento, interferência no volume de água subterrânea disponível e pelas inundações causadas pela construção e operação de barragens de resíduos. A atmosfera é impactada pelas explosões, pela alta concentração de particulado, nível de ruído, bem como pelo lançamento de fragmentos de rochas a grandes distâncias, propagando ondas de vibrações. A paisagem é significativamente afetada, e é a

poluição mais notável, uma vez que seu impacto visual é maior. Com o processo de mineração, há a remoção completa da vegetação da área, e a topografia é alterada em função das cavas e dos depósitos de resíduos (BLODGETT e KUIPERS, 2002; HANCOCK e TURLEY, 2006; MONJEZI et al., 2009; MORAIS et al., 2011).

A região do QF está sob uma área geológica consideravelmente antiga que sofreu intemperismo durante a era Paleozoica, Mesozoica e dos Períodos Terciários. Esse processo deu início à formação de Canga, perfis lateríticos que formam uma capa protetora do minério de ferro (DYNESIUS e JANSSON, 2000; JACOBI et al., 2007; BARBOSA, 2012).

Sob a Canga, está o CR, o qual é associado aos depósitos de hematita que formam afloramentos rochosos nos topos das montanhas, normalmente acima de 900 m, e controlam as distribuições regionais da vegetação (JACOBI et al., 2007; JACOBI et al., 2011; BARBOSA, 2012; SKIRY CZ et al., 2014; SCHAEFER et al., 2016; NEVES et al., 2018). Nesse contexto, o CR é um dos tipos vegetacionais mais degradados pela mineração de minério de ferro no QF, uma vez que sua localização foi influenciada pelos depósitos de hematita (SILVEIRA et al., 2015).

Em 2002, a organização *Parties of the Convention on Biological Diversity* (CBD) iniciou um programa em defesa da biodiversidade de ambientes situados em regiões montanhosas. O objetivo desse programa foi o de auxiliar na promoção do aumento de estudos sobre estes ambientes, como composição da comunidade e funcionamento do ecossistema. Segundo Romdal e Grytnes (2007), a falta de conhecimento sobre ecossistemas de altitude, como o CR, é uma barreira para a conservação e restauração destes.

A organização CBD tem reconhecido a fragilidade dos ecossistemas de altitude existentes, bem como a sua vulnerabilidade em relação à atuação da indústria nos países tropicais (CBD, 2002). Ecossistemas existentes em topos de montanha, como o CR, são considerados regiões de significativa biodiversidade, com inúmeras espécies endêmicas (GIULIETTI et al., 1997; PRICE, 1998; CHAVERRI-POLINI, 1998; POREMBSKI e BARTHLOTT, 2000; BARTHLOTT et al., 2005, 2007; KIER et al., 2005; MARTINELLI, 2007; SILVEIRA et al., 2015; NEVES et al., 2018), a maioria das quais desempenha um papel essencial na garantia da diversidade regional e global (BURKE, 2003; SILVEIRA et al., 2015).

Nesse contexto, a degradação de campos de altitude pela mineração de minério de ferro, tem se tornado uma preocupação global, devido às consequências que esta degradação pode causar no que diz respeito à perda de serviços ecológicos (FAO, 1998; LE STRADIC, 2012).

3.5 A restauração de Campos Rupestres

O relatório publicado pela *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), relata que 12 a 16% das espécies de todo o mundo estarão desaparecidas até o ano de 2050, uma vez que seus habitats estão sendo destruídos por meio de ações antrópicas (SALA et al., 2005) e o CR contribui significativamente para o aumento dessa porcentagem (LARA e FERNANDES, 1996; CARVALHO et al., 2012; SILVEIRA et al., 2015; NEVES et al., 2018).

Nos dias de hoje, é aceito na comunidade científica a relação proporcional existente entre biodiversidade e resistência do ecossistema a mudanças ambientais, ou seja, a capacidade de um ecossistema retornar a um estado anterior após uma perturbação ambiental. Isso significa que a biodiversidade promove um aumento da resistência e da resiliência à perturbação do equilíbrio ecológico (MCNAUGHTON, 1977; PIMM, 1984; TILMAN e DOWNING, 1994; CHAPIN et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2016; HANNA et al., 2019).

Essa hipótese implica, portanto, que a estabilidade de um ecossistema depende da capacidade das comunidades de abrigar espécies ou grupos funcionais que possam responder a distúrbios de várias maneiras. Nesse sentido, a biodiversidade oferece uma espécie de “seguro” contra as flutuações ambientais (MCCANN, 2000; LOREAU et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2016).

Desse modo, a aplicação de processos de restauração de áreas degradadas é de extrema importância. Isso se deve ao fato de esses processos serem influentes na manutenção da biodiversidade e, portanto, na manutenção do equilíbrio ecológico e dos serviços ecológicos, apesar de estes serem afetados por atividades antrópicas (LE STRADIC, 2012; GAGEM et al., 2019).

Quando se considera a aplicação de um projeto de restauração em alguma área degradada, é importante planejar esse processo, bem como ter indicadores de medição do progresso da sucessão ecológica no local (SER, 2004; HOBBS, 2004; HOBBS e CRAMER, 2008; LE STRADIC, 2012). No planejamento, é essencial

entender o que realmente é almejado e necessário de se restaurar (HOBBS, 2004; HOBBS e CRAMER, 2008) e para isso é de significativa importância conhecer as condições históricas do ambiente e da área antes do impacto (CHOI et al., 2008; BUISSON, 2011).

A restauração ecológica pode iniciar, acelerar, melhorar, desacelerar, voltar atrás ou imitar sequências sucessionais (PALMER et al., 1997; WALKER et al., 2007; PRACH e WALKER, 2011). Compreender o possível papel dos fatores locais e forças externas na condução da sucessão ecológica é essencial para prever, e possivelmente até manipular a sucessão (YOUNG et al., 2001; WALKER e DEL MORAL, 2003; DEL MORAL et al., 2007; WALKER e DEL MORAL, 2009; PRACH e WALKER, 2011). Tanto o sucesso como o fracasso podem ser fatores importantes na melhoria das práticas de restauração e no desenvolvimento de conceitos teóricos em relação à sucessão ecológica (HOBBS et al., 2007).

Segundo Prach e Walker (2011) e Le Stradic (2012), é necessário levantar algumas questões para entender como aplicar o processo de restauração, como por exemplo: Como as espécies coexistem na área? Quais fatores governam a composição e abundância de espécies na comunidade?

Outro fator que é considerado essencial de ser compreendido antes da aplicação do processo de restauração é a resiliência. A avaliação da resiliência de um ecossistema degradado permite a melhor compreensão da eficiência com que esse ecossistema é capaz de retornar às suas condições originais ou similares após um impacto ou período de stress (LEPS et al., 1982; LOCKWOOD, 1997; MITCHELL et al., 2000).

Além disso, o conhecimento sobre a resiliência permite com que o método de restauração seja escolhido de forma mais efetiva. Áreas degradadas por atividade minerária, por exemplo, geralmente têm condições abióticas inapropriadas e não desfrutam de um banco interno de sementes, uma vez que o *topsoil* e a vegetação foram totalmente destruídos. Conseqüentemente, o fornecimento de sementes em tais áreas depende, principalmente, da dispersão de sementes dos locais circundantes (BRADSHAW, 1983, 1997; DAVIS et al., 1985; CAMPBELL et al., 2003; SHU et al., 2005). Considerando que a sucessão ecológica espontânea ocorre, preferencialmente, onde as condições ambientais não são muito extremas (PRACH e

HOBBS, 2008), esse processo é difícil de acontecer em caso de degradação por mineração (LE STRADIC, 2012).

Quando esses conceitos são aplicados ao CR, percebe-se a complexidade de restaura-lo, uma vez que a coexistência de espécies é grande e ainda não se sabe a fundo os fatores que governam essa coexistência ou a composição da comunidade florística (DRUMMOND et al.,2005; SKIRYCZ et al., 2014; GAGEM et al., 2019). Além disso, as espécies dos CR, frequentemente, se dispersam mal e a uma taxa baixa (BISHOFF,2002; BUISSON et al., 2006; OSTER et al., 2009) e, apesar se serem conhecidos por serem pouco resilientes às perturbações (URBANSKA e CHAMBERS, 2002), muito pouco ainda é conhecido sobre seu potencial de restauração (LE STRADIC et al., 2008, 2010).

Le Stradic (2012) em seu estudo quantificou a resiliência do CR e obteve resultados condizentes com a hipótese de que esse ecossistema é pouco resiliente. Apesar de haver a teoria estabilidade-diversidade que aponta que a biodiversidade promove aos ambientes mais resistência e resiliência (MCNAUGHTON, 1977; PIMM, 1984; TILMAN e DOWNING, 1994). Le Stradic (2012) mostrou que essa hipótese não se aplica aos CR pelas seguintes razões:

- i. Poucas espécies no entorno produzem sementes;
- ii. As sementes produzidas não se dispersam o suficiente para atingir locais degradados;
- iii. As poucas sementes que chegam aos locais degradados não germinam ou não são viáveis;
- iv. As sementes dispersas que são capazes de germinar têm o desenvolvimento de plântulas prejudicado pelas condições ambientais abióticas restritas ou pela falta de interação simbiótica com fungos micorrízicos arbusculares.

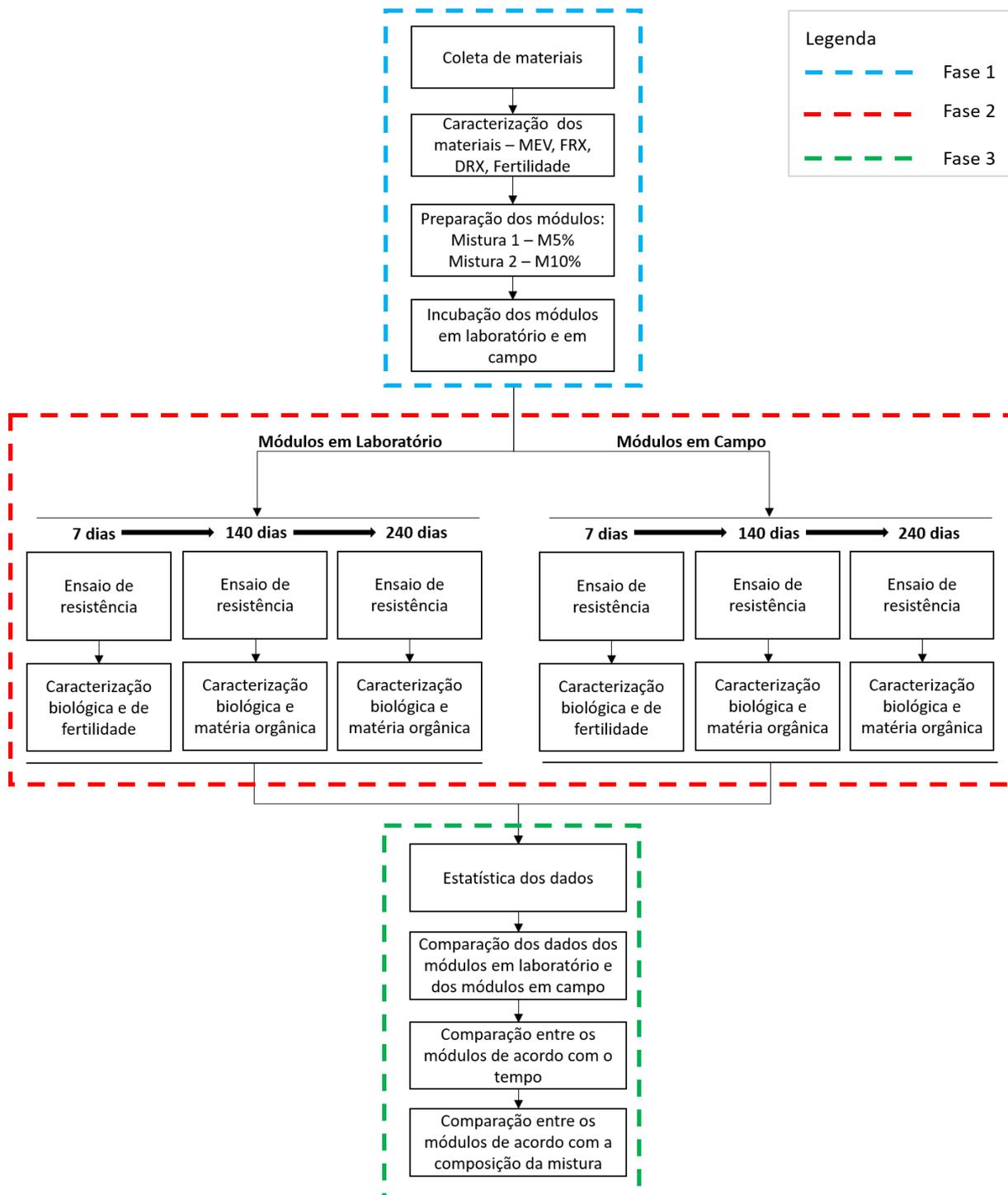
Essas razões pelas quais os CR apresentam baixa resiliência foram corroboradas por Carvalho et al. (2012) que apontaram a necessidade de aplicação de processos de restauração de áreas degradadas aos CR.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Desenho da pesquisa

A pesquisa foi conduzida em 3 fases, como apresentado na Figura 8.

Figura 8 - Fluxograma do desenvolvimento da pesquisa dividido em fases



A fase 1 consistiu na coleta e caracterização dos materiais pelas técnicas de FRX, DRX, Fertilidade, CBM, RB e qCO_2 , bem como na preparação e incubação dos módulos a serem estudados em condições laboratoriais e expostos em condições naturais (no campo). A fase 2 teve como objetivo a avaliação do comportamento físico e biológico dos módulos quando submetidos às condições naturais do campo e às condições de incubação em laboratório ao longo do tempo. Nos tempos de 7, 140 e 240 dias, módulos foram coletados no campo e retirados da incubação do laboratório para serem analisados fisicamente (ensaio de resistência), biologicamente (carbono microbiano, respiração basal, coeficiente metabólico e seres fotobiontes) e quimicamente (fertilidade do módulo). A fase 3 consistiu no estudo estatístico dos dados ao longo do tempo de modo a auxiliar em sua comparação quanto ao tempo de incubação, quanto ao ambiente que ficaram expostos (no laboratório e no campo) e quanto à composição das misturas utilizadas nos módulos (Figura 8).

4.2 Área de estudo, coleta e preparação do material

O resíduo de mineração de minério de ferro foi coletado na barragem de Bocaina, em Ouro Preto e foi seco em temperatura ambiente. O processo pelo qual o resíduo foi gerado foi flotação. O *topsoil* foi coletado em região de preservação de CR próximo à mina pertencente a Gerdau, localizada na Serra da Moema na região do QF em Minas Gerais (Figura 9).

Figura 9 - Localização de onde foram retiradas as amostras de materiais

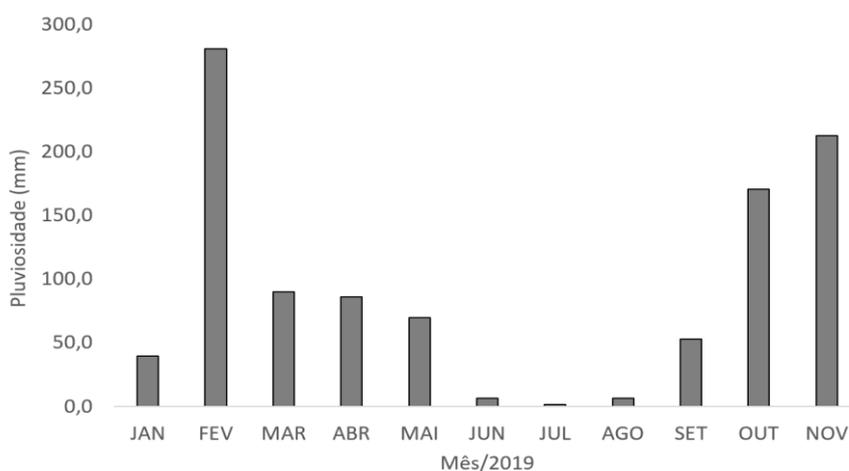


Fonte: Google Earth (2019)

A Serra da Moeda é caracterizada por ser composta de afloramentos rochosos, em que se estabelecem vegetações que ocorrem associadas a geossistemas ferruginosos e são representadas por fitofisionomias típicas de CR. Se caracteriza por ter intensas transições climáticas úmido-secas, com a sazonalidade acentuada, o fogo governa a dinâmica da vegetação (CARMO e KAMINO, 2015).

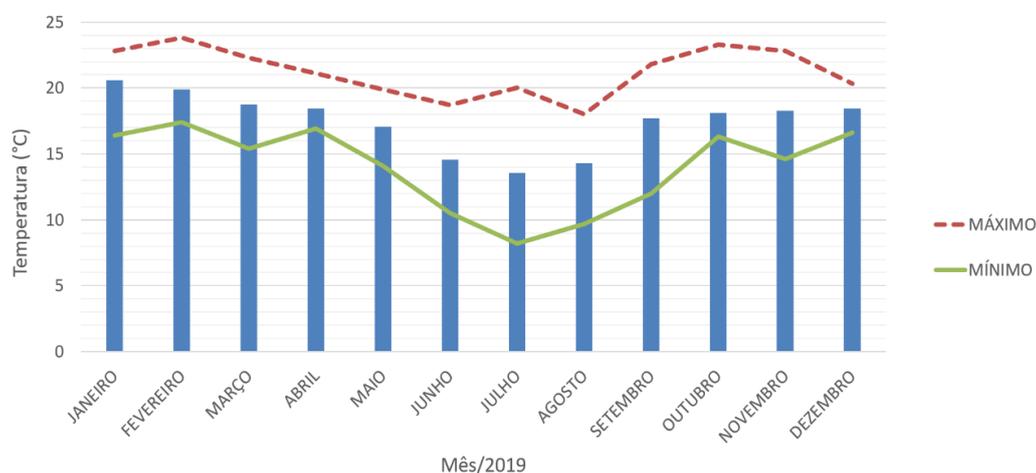
O clima na região apresenta uma estação seca entre maio e outubro (precipitação média de 36,2 mm) e úmida entre novembro e abril (precipitação média de 226,1 mm) (Figura 10). As temperaturas mensais variam entre 8,2 e 23,3°C (Figura 11). Os módulos foram submetidos às condições de campo de abril a novembro 2019.

Figura 10 - Pluviosidade da área de exposição dos módulos em área de preservação de CR na Serra da Moeda no ano de 2019. Dados monitorados e cedidos pela Gerdau *



*Dados foram coletados durante o tempo de estudo e não é a condição climática da região como define um climatograma

Figura 11 – Médias, máximos e mínimos das temperaturas mensais da área de exposição dos módulos em local de preservação de CR na Serra da Moeda no ano de 2019. Dados monitorados e cedidos pela Gerdau



Após a coleta, todas as amostras foram passadas por processo manual de quarteamento com o objetivo de uma melhor homogeneização e melhor amostragem do todo. As amostras foram secadas por 72 horas à 30°C em estufa e peneiradas em peneira com malha de 2 mm.

4.3 Caracterização do material

4.3.1 Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada para as amostras de resíduo e *topsoil* após serem passadas na peneira 0,053 mm (#250). Foi utilizado o analisador de partículas a laser CILAS® modelo 1090. Este equipamento apresenta faixa analítica de 0,04 a 500 micrômetros.

4.3.2 Caracterização química e microestrutural da matéria prima e dos módulos

A determinação da composição química da matéria prima dos módulos (resíduo e *topsoil*) foi realizada através do método de Fluorescência de raios X (FRX) com resultados expressos na forma de óxidos, com n amostral igual 2. Esta análise foi realizada no Espectrômetro de Fluorescência de raios X, marca Bruker AXS, com amostra fundida.

A determinação da composição mineralógica das amostras de resíduo e *topsoil* foi realizada por Difractometria de raios X no difractômetro de raios X Shimadzu 7000, nas seguintes condições de operação: radiação Cu K α (35 KV/ 40 mA), velocidade do goniômetro 0,02° por passo em 2 θ , com tempo de contagem de 3 segundo por passo e coletados de 5° a 80° em 2 θ . A interpretação do espectro foi efetuada por comparação com padrões contidos no banco de dados PDF 02 (ICDD, 2003).

A análise morfológica dos módulos foi realizada por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) em equipamento *Hitachi TM-3000*. As amostras para análise foram retiradas dos módulos após ensaio de resistência e escolhidas da parte interna e externa dos módulos, com tamanho máximo de 1mm. As amostras foram secas em estufa por 24 horas por 60°C antes de serem analisadas.

4.4 Módulos

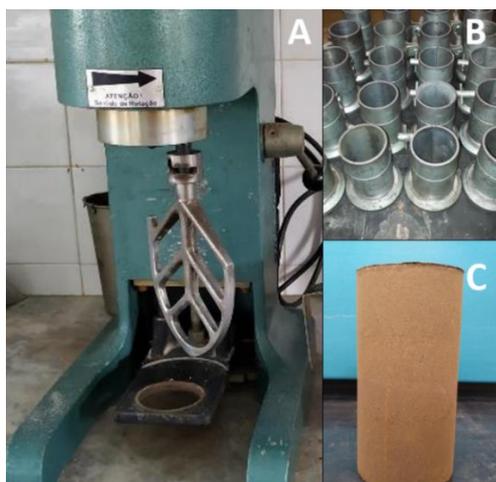
Na confecção dos módulos foram avaliadas composições variando-se as porcentagens (em relação ao *topsoil*) de resíduo e cimento utilizados na massa, e dois controles (Tabela 1). O cimento Portland CP V - ARI MAX foi utilizado para conferir resistência mecânica aos módulos para que os mesmos pudessem ser transportados e instalados no local do ensaio sem se romper.

Tabela 1 - Porcentagens de *topsoil*, resíduo e cimento CP V - ARI MAX nos módulos e controles experimentais.

Composição	Denominação
<i>Topsoil</i> + 30% de resíduo + 5% de cimento	Mistura 5% cimento – M5%
<i>Topsoil</i> + 30% de resíduo + 10% de cimento	Mistura 10% cimento – M10%
<i>Topsoil</i>	Controle 1
Resíduo	Controle 2

Foi preparada uma mistura composta de resíduo de mineração, *topsoil* e cimento nas proporções apresentadas na Tabela 1. A mistura foi preparada por meio de misturador mecânico tipo planetário de bancada (Figura 12 A) e foi adicionado 10% do peso da mistura em água. Após colocados todos os constituintes no misturador mecânico, iniciou-se a mistura com 1 minuto na velocidade mais baixa e 1 minuto na velocidade mais alta. A mistura foi compactada manualmente em um molde de forma cilíndrica e base rosqueada de diâmetro interno de 50 mm e altura 100 mm (Figura 12B). Para a compactação foi utilizado um soquete com base de socamento de 23 mm. O molde foi preenchido em quatro camadas de alturas aproximadamente iguais, cada camada recebendo 30 golpes uniformes com o soquete. A cura dos módulos foi feita ao ar por 7 dias no molde antes de serem levados para laboratório e campo (Figura 12C).

Figura 12 - Misturador mecânico tipo planetário (A), moldes (B) e módulo após cura (C)



Fonte: Próprio autor (2019)

4.5 Incubação dos módulos em laboratório

Os módulos, em cinco réplicas, foram incubados por 240 dias em temperatura controlada (25°C) e regime alternado de luz e escuro (fotoperíodo 12 hs). Dos dez módulos (cinco M5% e cinco M10%), quatro foram analisados quanto atributos biológicos, fertilidade e observação de organismos fotobiontes com 140 dias e seis foram analisados com 240 dias. A umidade mantida foi de 60% da capacidade de campo em relação ao peso do material analisado. A capacidade de campo é o limite superior de umidade que determinado *topsoil* apresenta, é considerado de grande importância nos processos de armazenagem e disponibilidade de água para as plantas (ANDRADE e ESTONE, 2010).

Para tanto um módulo foi seco em temperatura ambiente por 72 horas e umedecido por meio de um conta-gotas até a frente de molhação atingir cerca de 40 a 50% do seu volume. Em seguida, foi recoberto com papel alumínio e deixado em repouso até que a frente de molhação atingisse 100% do seu volume. O módulo foi então pesado considerando que aquele peso equivale a 100% da umidade da capacidade de campo (SILVA et al., 2007). Os módulos foram então umedecidos com 60% da capacidade de campo e sua umidade foi monitorada por meio de pesagem com o objetivo de manter a umidade de 60% da capacidade de campo. Caso o peso fosse menor, o módulo era umedecido até atingir o peso estabelecido.

4.6 Exposição dos módulos em campo

Os módulos, em 5 réplicas, foram submetidos às condições ambientais reais naturais de uma área conservada de CR (Figura 13). Dos dez módulos (cinco M5% e cinco M10%), 4 foram retirados do campo com 140 dias e levados ao laboratório para análise dos atributos biológicos, fertilidade e observação de organismos fotobiontes e seis foram retirados para análise com 240 dias. A umidade dos módulos ao serem levados para campo foi de 60% da capacidade de campo em relação ao peso do material analisado, como explicado no item 4.5. A área de exposição dos módulos é pertencente à empresa mineradora Gerdau e está situada na mesma região de onde foram retiradas as amostras de *topsoil* (Figura 9).

Figura 13 - Local de exposição dos módulos na Serra da Moeda (A), inserção dos módulos em ambiente de CR (B, C e D)



Fonte: Próprio autor (2019)

4.7 Ensaio de resistência à compressão

A resistência à compressão dos módulos foi realizada nos períodos de 7, 140 e 240 dias e foi realizada de acordo com a norma NBR12142 de 10/2010. O equipamento utilizado foi a máquina universal de ensaios 300kN. O módulo utilizado com diâmetro de 50mm e altura de 100mm foi comprimido utilizando taxa de incremento de tensão de 0,25 MPa/s.

4.8 Caracterização dos Atributos Biológicos

Sete dias após a cura dos módulos eles foram analisados, em triplicatas, quanto aos atributos biológicos (CBM, RB, qCO_2 e organismos fotobiontes). Os atributos biológicos também foram analisados após 140 dias de exposição no campo e incubação em laboratório, em quatro módulos do campo e em quatro módulos do laboratório, e após 240 dias de exposição no campo e incubação em laboratório, em seis módulos do campo e em seis módulos do laboratório.

4.8.1 *Carbono da biomassa microbiana, respiração basal e quociente de respiração*

Para quantificação do carbono da biomassa microbiana (CBM), foi utilizado o método fumigação-extração desenvolvido por Vance et al. (1987). Para a utilização dessa metodologia, foram seguidos os procedimentos estabelecidos por Knupp et al. (2011), em que o CBM é quantificado por espectrofotometria na região de luz visível.

No processo de extração do CBM as amostras receberam 60mL de uma solução 0,5M de K_2SO_4 (TATE et al., 1988), sendo agitadas por 40 minutos a 170 rpm e posteriormente deixadas sob decantação por 30 minutos. Em seguida foram filtradas em papel filtro 8 μm para a separação do extrato a ser utilizado na determinação do CBM.

Para o procedimento espectrofotométrico, foi retirada de cada extrato, uma alíquota de 2 mL. Cada alíquota foi transferida para um tubo de cultura e, em seguida, foi adicionado 4 mL da solução digestora, feita com 4,8 g de dicromato de potássio em água destilada e o volume completado para 250 mL, sendo acrescido de 750 mL de ácido sulfúrico.

Como referência para as análises espectrofotométricas, curvas padrão foram desenvolvidas contendo concentrações conhecidas de carbono, usando biftalato de potássio como fonte de carbono ($C_8H_5KO_4$) e considerando que cada 1 mg desse produto 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 mgC mL⁻¹.

Alíquotas de 2 mL de cada solução de biftalato de potássio, em triplicatas, foram transferidas para tubos de cultura e em seguida, cada tubo recebeu 4 mL da solução digestora, feita com 4,8 g de dicromato de potássio em água destilada e o volume completado para 250 mL, sendo acrescido de 750 mL de ácido sulfúrico. Os tubos foram aquecidos a 70°C por 40 min para a completa digestão. O padrão zero para a espectrofotometria foi obtido com 2 mL da solução extratora (K₂SO₄) que recebeu 4 mL da solução digestora sulfocrômica e submetida às mesmas condições de digestão que as demais amostras.

Após a digestão, os tubos foram submetidos à leitura no comprimento de onda de 600 nm com o auxílio de um espectrofotômetro. Os valores de absorvância obtidos foram utilizados para a construção da curva padrão. A média das triplicatas das subamostras foi substituída na equação 1:

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

Em que “a” e “b” são valores da equação de reta da curva padrão. O resultado “X” corresponde à quantidade de carbono em mg mL⁻¹. Esse valor encontrado foi substituído na equação 2:

$$Z = (X * 60 * 1000) * ps^{-1} \quad (2)$$

Em que “60” corresponde ao volume da solução extratora utilizada e “ps” ao peso seco em 20g de amostra. O resultado “Z” corresponde à quantidade de CBM em 1 kg de amostra seca. Desse valor obtido nas amostras fumigadas e, para a obtenção do valor de CBM, divide-se o resultado pelo fator de correção kc=0,33, utilizado para regiões tropicais, como expresso na equação 3:

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

Para a quantificação da respiração basal (RB) respirômetros tipo Bartha foram utilizados para avaliar a produção de CO₂ das matérias primas e dos módulos (BARTHA e PRAMER, 1965). Uma solução de hidróxido de potássio 0,1M (10 mL) foi

utilizada para absorção do CO₂ produzido pelos microrganismos nas amostras. Os respirômetros foram preparados em triplicatas e o experimento foi desenvolvido em um ambiente escuro contendo amostras umidificadas a 60% da capacidade de campo. A solução de hidróxido de potássio (KOH) utilizada para capturar o CO₂ permitiu sua quantificação por meio de titulação do KOH residual com ácido clorídrico 0,1 M após adição de 1 mL de cloreto de bário 1,0 M, utilizando fenolftaleína como indicador. Amostras de KOH 0,1 M (livre de CO₂) também foram tituladas e utilizadas como branco. O experimento foi conduzido por sete dias. Para o cálculo da respiração basal do *topsoil* foi utilizada a Equação 4:

$$RB = \frac{(V_b - V_a) * M * 6 * 1000 / P_s}{T} \quad (4)$$

Onde, RB é o carbono oriundo da respiração basal das amostras (mg de C-CO₂ * kg⁻¹ amostra * dia⁻¹); 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; P_s é a massa em gramas da amostra seca; T é o tempo de incubação da amostra em dias. O quociente metabólico do *topsoil* foi determinado pela Equação 5:

$$qCO_2 = \frac{RB}{CBM} \quad (5)$$

Onde qCO₂ é o quociente metabólico da amostra (mg de C-CO₂ * g⁻¹ CBM * dia⁻¹); RB é a respiração basal da amostra; CBM é o carbono da biomassa microbiana da amostra.

4.8.2 Observação de organismos fotobiontes

Após 140 e 240 dias de incubação em laboratório e exposição ao campo, as amostras foram analisadas e fotografadas em um foto-estereomicroscópio Carl Zeiss e fotomicroscópio Zeiss M37 para observação de organismos fotobiontes.

4.9 Análise de fertilidade

Para as análises químicas de fertilidade, as amostras homogeneizadas foram quarteadas, secadas ao ar e destorroadas. A quantificação de carbono orgânico (CO) foi realizada em triplicatas utilizando o método colorimétrico (MÓRON e COZZOLINO, 2004).

Para extração de Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) da amostra, foi utilizada solução de cloreto de potássio 1 M e a leitura foi realizada por espectrofotômetro de adsorção atômica. O elemento fósforo (P) foi extraído da amostra utilizando solução constituída de 4 mL de ácido clorídrico 0,05 M, 0,7 mL de ácido sulfúrico 0,0125 M e 500 mL de água destilada e foi quantificado utilizando o método colorimétrico. Na extração do potássio (K), também foi utilizada solução constituída de 4 mL de ácido clorídrico 0,05 M, 0,7 mL de ácido sulfúrico 0,0125 M e 500 mL de água destilada e sua leitura foi realizada por fotômetro de chama. No processo de quantificação do alumínio (Al), cloreto de potássio 1 M foi utilizado para extração, sendo a titulação do excesso de cloreto realizada por hidróxido de sódio 1 M.

Para a medição do pH, 10 mg da amostra foi colocada em um recipiente de 100 mL, foram adicionados 25 ml de CaCl_2 0,01 M, a amostra foi agitada com bastão de vidro e deixada em repouso por 1 hora. Após isso, a amostra foi agitada novamente os eletrodos foram mergulhados na suspensão homogeneizada para proceder a leitura do pH (CLAESSEN et al., 1997).

4.10 Análise estatística dos dados

Análises paramétricas foram realizadas para os resultados de RB, $q\text{CO}_2$, CO e os resultados de fertilidade após teste Bartlett (SILESHI, 2012). Os valores das médias dos parâmetros acima mencionados em diferentes tempos (7, 140 e 240 dias) foram submetidos à análise de variância (One-way ANOVA) e comparados pelo teste HSD Tukey. Diferenças estatísticas entre duas médias amostrais (tratamentos M5% e M10% ou laboratório e campo) foram testadas através do teste t-student. Para os dados de CBM foi utilizada análise não paramétrica, pois a distribuição dos dados foi assimétrica. A média de cada amostra de dados não refletiu o centro da distribuição e sim a mediana (ANEXO II). Por isso, foram comparadas as medianas de diferentes tempos (7, 140 e 240 dias) através dos testes não paramétrico de Kruskal-Wallis

ANOVA e as diferenças estatísticas entre duas medianas (tratamentos M5% e M10% ou laboratório e campo) foram comparadas pelo teste Mann Whitney (U-test). Todas as análises foram realizadas pelo Statistica 7.0 software.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da matéria prima para os módulos

O resíduo e o *topsoil* foram caracterizados quanto à composição química por Fluorescência de raios X e os valores são apresentados na Tabela 2. Analisando os valores, pode-se observar valores elevados de teor de ferro (Fe_2O_3), 85,2% e 48,5% para o *topsoil* e resíduo, respectivamente.

Tabela 2 – Resultados da composição química dos materiais na forma de óxidos obtidos por FRX

Resultado (%)	<i>Topsoil</i>	Resíduo	Cimento (*)
Fe_2O_3	85,19	48,52	3,00
SiO_2	9,76	48,59	19,00
MgO	0,00	0,15	0,70
SO_3	0,14	0,08	3,00
K_2O	0,16	0,17	0,80
CaO	0,00	0,00	63,3
TiO_2	0,15	0,12	0,00
Mn_2O_3	0,09	0,67	0,00
Al_2O_3	0,00	0,00	5,00

*Os valores de FRX do cimento foram obtidos através de consulta do Certificado de ensaios em cimento ABNT NBR 5733/91.

O valor de ferro do *topsoil* era esperado devido à localização da área de estudo, que é um campo ferruginoso, conhecido pela alta concentração de ferro e por ser fonte de hematita (RIZZINI, 1979; VINCENT, 2004). O teor de óxido de ferro do resíduo de minério encontrado (48,5%) está coerente com os valores relatados na literatura para material semelhante. Hernandez et al. (2005) e Gomes et al. (2011) apresentaram em

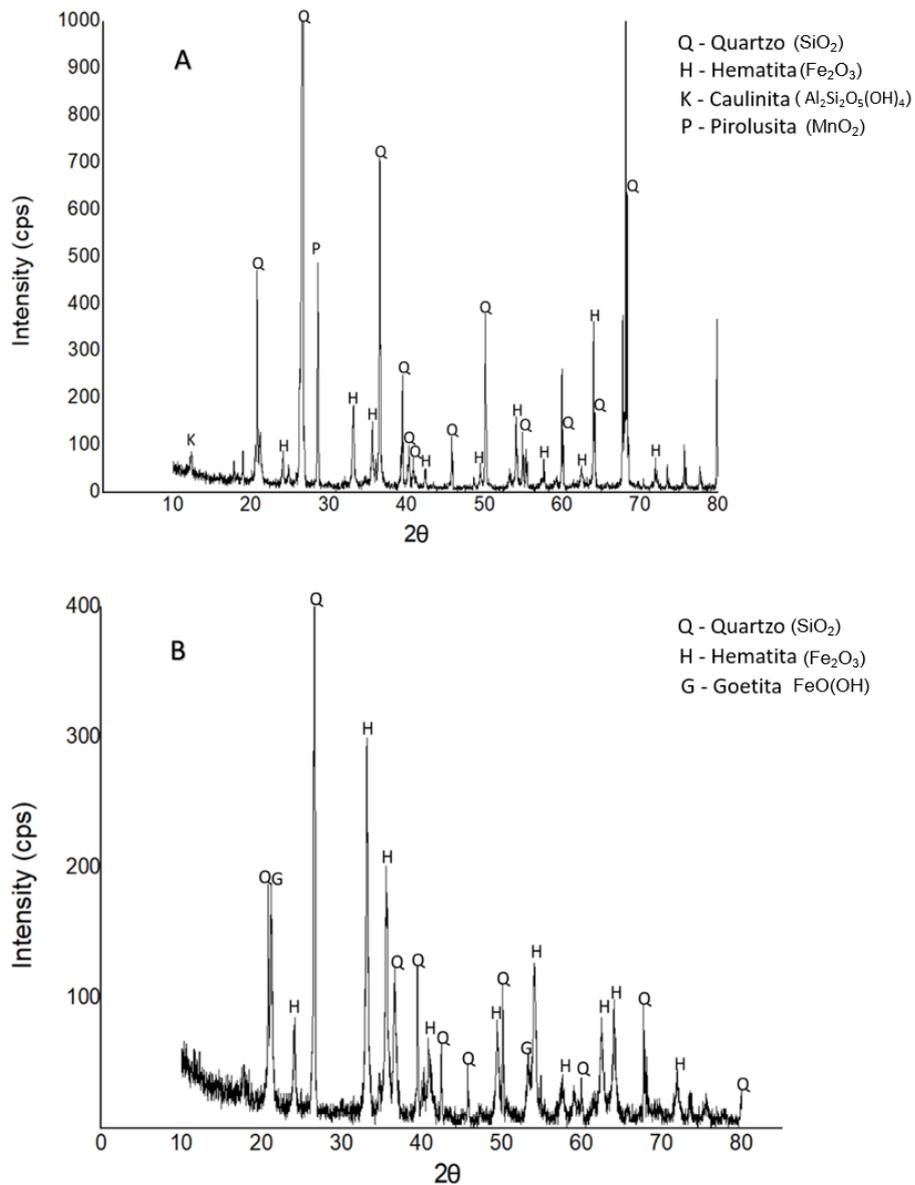
seus trabalhos valores para o teor de óxido de ferro em amostras de resíduo da mineração do ferro de 51,67% e 48,08%, respectivamente.

Quanto à presença de sílica, o resíduo de minério de ferro apresentou mais de 40% em sua composição, e o *topsoil* valores por volta de 9% (Tabela 2). Estudos mostram que o resíduo de minério de ferro, em sua maioria, pode ser um composto de ferro e sílica, muitas vezes quase equivalente a 50:50 (HERNANDEZ et al., 2005; ARAUJO et al. 2008). O cimento utilizado (Portland CP V - ARI MAX) mostrou valores expressivos de sílica e cálcio (Tabela 2).

A composição mineralógica das amostras dos materiais foi determinada por Difratomia de raios X e os difratogramas obtidos são mostrados na Figura 14. Os dois difratogramas, *topsoil* e resíduo, apresentaram várias reflexões características de materiais cristalinos, não apresentando evidências de quantidades significativas de fase amorfa.

Analisando os difratogramas através do software *X Powder* (colocar o número do card das fases identificadas), foi verificado que o óxido de ferro encontrado nas amostras de *topsoil* e resíduo se encontra na forma cristalina dos minerais Hematita (Fe_2O_3) e Goetita ($\alpha\text{-FeOOH}$). Enquanto que o óxido de silício (SiO_2) está na forma cristalográfica de quartzo (Figura 14). Os minerais encontrados nessas amostras estão coerentes com os minerais identificados por Bastos (2013) e Yang (2014). Além disso, foi encontrado no resíduo o manganês na forma cristalina de Pirolusita (MnO_2). É comum haver esse tipo de forma cristalográfica do Mn em resíduos de minério de ferro de Minas Gerais, uma vez que alguns solos do Quadrilátero Ferrífero possuem teores de Mn na fração terra fina elevados, principalmente aqueles relacionados aos dolomitos ferruginosos (FILHO et al., 2011).

Figura 14 - Resultado DRX das amostras de resíduo (A) e *topsoil* (B)



O resíduo e o *topsoil* possuem distribuição granulométrica similares com diâmetro médio de 34,20 μm e 35,97 μm , diâmetro a 90% de 65,92 μm e 67,86 μm , e diâmetro a 10% de 3,57 μm e 4,31 μm respectivamente (ANEXO I). Esse resultado demonstra que ambas as matérias primas têm função de preenchimento similar no módulo (BREITENBACH et al., 2017).

As análises de fertilidade das amostras de *topsoil*, resíduo e das misturas M5% e M10% mostraram que o carbono orgânico (CO) foi significativamente maior no *topsoil*. Apesar de apresentar o maior valor (10400 mg kg^{-1}) o *topsoil* é considerado

pobre em CO quando comparado com valores do Cerrado coberto por vegetação nativa (média de 52000 mg kg⁻¹) ou até mesmo com valores de Cerrado coberto por pastagem (média de 46000 mg kg⁻¹) (SANTOS et al., 2014) (Tabela 3). O *topsoil* apresentou também alta acidez e valores baixos de P, K, Ca e Mg, sendo que os valores de P e K foram significativamente menores que os do resíduo (Teste Tukey, p<0,05). Esses valores foram corroborados por Schefer et al. (2016), o qual aponta que todos os *topsoils* de regiões estudadas de CR no Brasil apresentam ser muito ácidos e extremamente oligotróficos.

Tabela 3 - Análise de fertilidade das amostras de *topsoil*, resíduo, misturas M5% e M10% antes da incubação dos módulos.

Propriedades	Amostras			
	<i>Topsoil</i>	Resíduo	M5%	M10%
Carbono orgânico (mg C kg ⁻¹)	10400±0,65 ^a	6400±0,29 ^b	8200±0,00 ^c	8000±0,35 ^c
pH (H ₂ O)	5,8±0,06 ^a	7,3±0,46 ^b	11,6±0,06 ^c	11,8±0,06 ^c
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,72±0,07 ^a	0,60±0,02 ^a	12,71±0,47 ^b	18,32±2,15 ^c
Mn ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,15±0,01 ^a	0±0,00 ^b	0,02±0,00 ^c	0,02±0,00 ^c
P (mg kg ⁻¹)	1,16±0,12 ^a	3,70±0,52 ^b	0,90±0,00 ^a	0,30±0,20 ^a
K (mg kg ⁻¹)	11,3±1,53 ^a	104,3±2,52 ^b	416,7±65,06 ^c	737,33±4,62 ^d
N (mg kg ⁻¹)	1000,0±0,10 ^a	600,0±0,06 ^b	800,0±0,00 ^c	800,0±0,00 ^c
CTC (cmol _c kg ⁻¹)	2,95±0,04 ^a	1,70±0,10 ^a	13,8±0,63 ^b	20,2±2,15 ^c
Soma de bases (cmol _c kg ⁻¹)	0,92±0,06 ^a	0,9±0,01 ^a	13,8±0,62 ^b	20,2±2,15 ^c

* Os valores representam a média ± DP Os valores médios seguidos pelas mesmas letras na mesma coluna não indicam diferença significativa entre as matérias primas e tratamentos pelo teste de Tukey (P<0,001). CTC = Capacidade de troca de cátions

O solo utilizado para construção no nicho construído desenvolvido por Marques et al. (2017) apresenta características consideravelmente diferentes do *topsoil* utilizado nesse estudo. O estudo de Marques et al. (2017) utilizou amostras características de Cerrado, com teor de óxido de ferro de 16,9% e maior presença de fases cristalinas de argilominerais como caulinita, muscovita e montmorilonita,

mostrando ser um agregado com maior diversidade de elementos e mais rico mineralogicamente para os nichos construídos que o *topsoil* utilizado nesse estudo.

O *topsoil* é um dos constituintes mais importantes quando se trata da construção de um nicho construído, uma vez que sua função é agregar vários componentes bióticos ao material. Com componentes bióticos com maior biodiversidade e características químicas e mineralógicas que potencializam o crescimento dos organismos, o nicho construído poderá, de fato, contribuir para formar ecossistemas mais complexos. Vale ressaltar, no entanto, que para que o nicho construído seja uma ferramenta potencializadora na colonização e no desenvolvimento de espécies locais, é de suma importância que o *topsoil* utilizado na sua confecção seja obtido no local de origem ou de locais circundantes ao que será restaurado. No entanto, o *topsoil* do CR é considerado pobre e raso, o que não propicia características químicas, mineralógicas e de fertilidade que possam dar base ao desenvolvimento de componentes bióticos de alta riqueza. Esse é um fator que corrobora estudos que indicam a extrema dificuldade em se restaurar áreas degradadas de CR (DRUMMOND et al., 2005; SKIRYCYZ et al., 2014; GAGEM et al., 2019). Apesar das espécies encontradas no CR terem se adaptado às condições do *topsoil*, essas adaptações se estabeleceram a partir do período pré-cambriano e foram resultados de fortes interações com os afloramentos rochosos e características do *topsoil*. Messias et al. (2013) estudou a relação entre as características do *topsoil* do CR e a vegetação e mostrou que, apesar de todos os *topsoils* de CR amostrados em seu estudo serem pobres em nutrientes, variações no conteúdo dos elementos foram suficientes para determinar a composição das espécies.

É discutido se o *topsoil* encontrado em áreas de CR pode ser classificado como *topsoil* ou não. Isso se deve ao fato de esse material ser encontrado em fina camada sobre as rochas, por sua composição química e mineralógica, e por ser constituído por baixo teor de nutrientes e pobre em microrganismos, dessa forma a melhor classificação para esse material seria “laterita” (MACFARLANE, 1976; THOMAS, 2010). Apesar de haver discussões sobre quando se deve aplicar o termo laterita (AUGUSTIN et al., 2013), de acordo com o Dictionary of Earth Science (2008) laterita é definido como “*produtos do intemperismo da rocha, compostos principalmente de óxidos e hidróxidos de Fe e Al e de argilominerais*”. Alguns autores afirmam ainda que lateritas são materiais formados do intemperismo da rocha constituídos por 86% ou

mais de Fe_2O_3 independente de outros óxidos, como o de alumínio, manganês e titânio (MAGNIEN, 1966 apud AUGUSTIN et al., 2013, p. 254). Isso justifica o fato de o *topsoil* do CR utilizado no presente estudo apresentar teores significativamente baixos de nutrientes e expressivos de Fe_2O_3 (Tabela 2). Estudos como o de Shaefer et al. (2016) mostram que a média da presença de óxido de ferro em *topsoils* de CR no Brasil é de 69,3%, teor maior que no resíduo de minério de ferro (48,08%) (GOMES et al., 2011).

Os valores apresentados na Tabela 3 mostram que os resultados de fertilidade dos módulos com as diferentes misturas (M5% e M10%) apresentaram, em relação ao *topsoil*, menores valores de macronutrientes como fósforo (P) e nitrogênio (N) e maiores valores de potássio (K) e cálcio (Ca). O maior teor do potássio nas misturas (Tabela 3) é justificado pela presença desse elemento no cimento utilizado (Tabela 2). Por essa razão a mistura M10%, que contém maior porcentagem de cimento, foi a amostra com maior teor desse nutriente.

Quanto à capacidade de troca de cátions (CTC), de acordo com Freire et al. (2009), tanto o *topsoil* quanto o resíduo apresentaram resultados baixos ($<4,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). No entanto as misturas M5% e M10% apresentaram resultados de capacidade de troca de cátions classificados por Freire et al. (2009) como bons ($>8,61 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Esse aumento da capacidade de troca de cátions nas misturas se deve ao aumento dos íons Ca^{2+} e K^+ presentes devido à presença do cimento, bem como ao aumento do pH e, conseqüentemente, do cátion H^+ .

De acordo com Ronquim (2010), a CTC de um material representa a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$). Se a maior parte da CTC do material está ocupada por cátions essenciais como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , pode-se dizer que esse é um material bom para a nutrição das plantas e microrganismos. Por outro lado, se grande parte da CTC está ocupada por cátions potencialmente tóxicos como H^+ e Al^{3+} , este será um material pobre. Desse modo, entende-se que os módulos M5% e M10% são potencialmente férteis para plantas e microrganismos, uma vez que sua CTC é representada majoritariamente pelos íons K^+ e Ca^{2+} . Isso pode ser constatado pelo resultado de soma de bases, que representa a soma dos teores de cátions permutáveis exceto H^+ e Al^{3+} ($\text{SB} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$), e que apresentaram ser significativamente maiores nas misturas M5% e M10% (Tabela 3).

5.2 Caracterização dos módulos

A fim de se avaliar a morfologia das partículas e as características da porosidade dos módulos, foi realizada análise de microscopia eletrônica de varredura. As micrografias obtidas mostraram que os módulos M10% apresentam a porosidade consideravelmente reduzidas quando comparados com os módulos M5%. Essa diferença de porosidade é facilmente percebida nas imagens com aumentos de 100x e 2000x (Figura 15). Esse resultado era esperado, uma vez que o cimento promove maior coesão entre as partículas e conseqüentemente menor porosidade (CHAU et al., 2011).

Além disso, pode ser observado que os módulos M10% apresentam maior quantidade na forma de cristais em algumas regiões, representadas pelas formas agulhadas visíveis nos aumentos de 2000x e de 6000x indicadas pelas setas (Figura 15). Essa forma de agulhas curtas é característica da formação de etringita ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}$), a combinação de gipsita do cimento e dos aluminatos hidratados de cálcio com o monossulfato hidratado (BRUNETAUD et al., 2012). Para que a etringita ocorra são necessários os elementos enxofre (S) e alumínio (Al), componentes do cimento, como pode ser constatado na Tabela 2 (DUCHESNE e FOURNIER, 2013). Outro fator que corrobora a existência da etringita no material é o pH, pois a formação de cristais de etringita é favorecida em ambiente cujo pH é alcalino, aproximadamente 11,5 (AYORA et al., 1998). O pH dos módulos M5% e M10% são de 11,6 e 11,8, respectivamente, como mostrado na Tabela 3.

Figura 15– Imagens feitas no MEV com aumento de 100, 2000 e 6000x dos módulos após coleta de 140 dias. As setas indicam formações cristalinas em formato de agulha. A diferença de porosidade pode ser percebida nos aumentos de 100 e 2000x

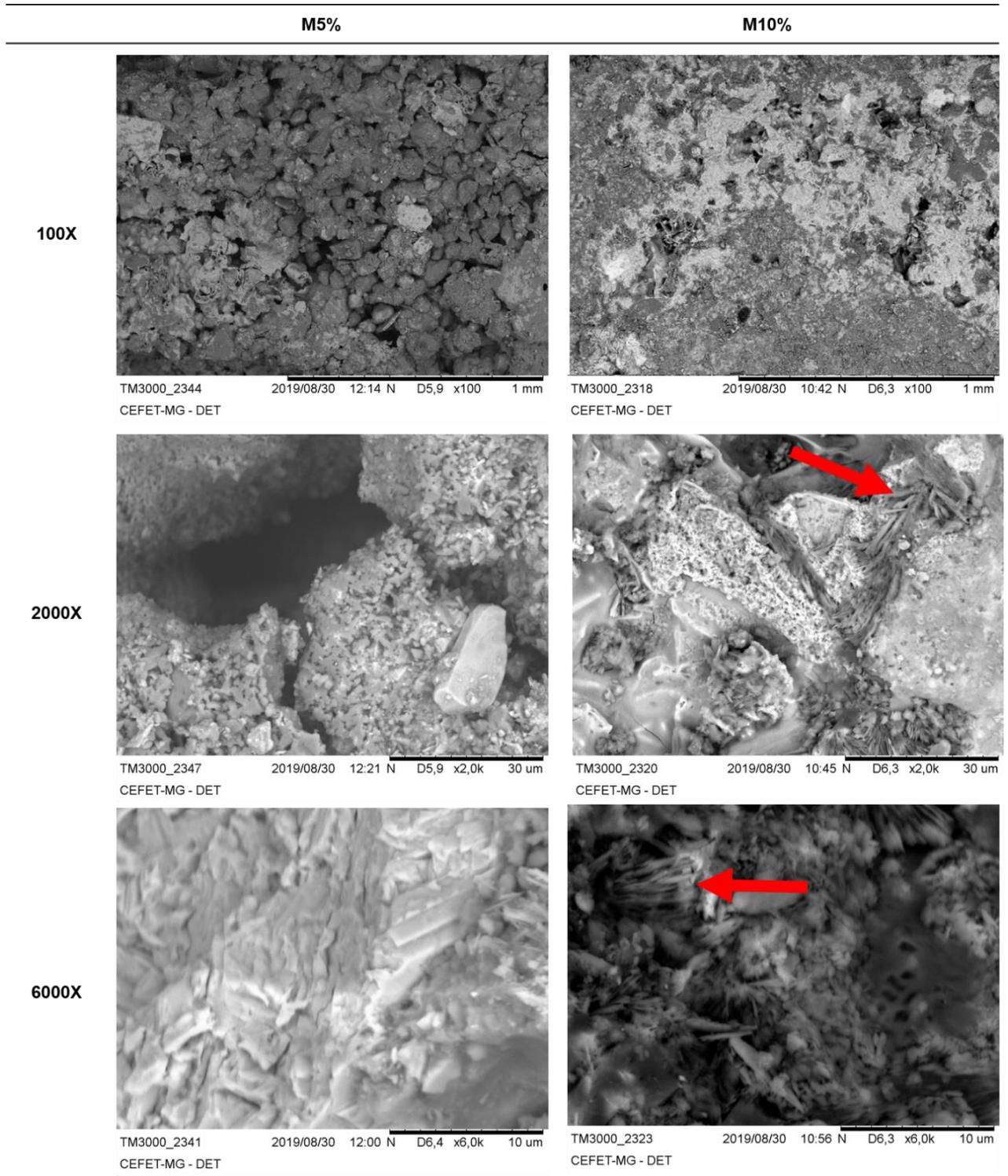
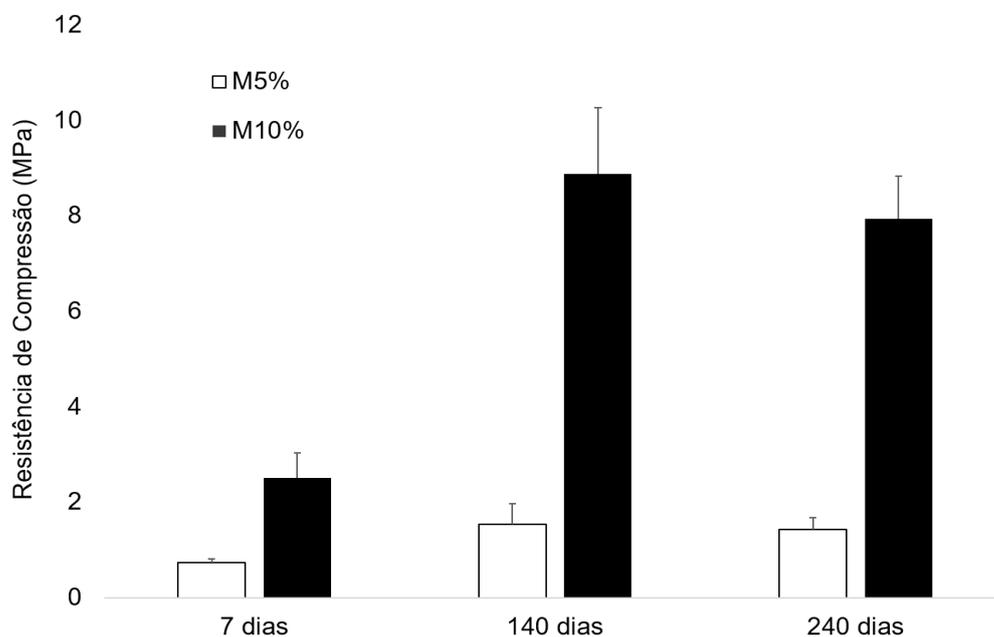


Figura 16- Ensaio de resistência a compressão dos módulos com 5% de cimento M5% e com 10% de cimento M10% ao longo do tempo de estudo (7, 140 e 240 dias)



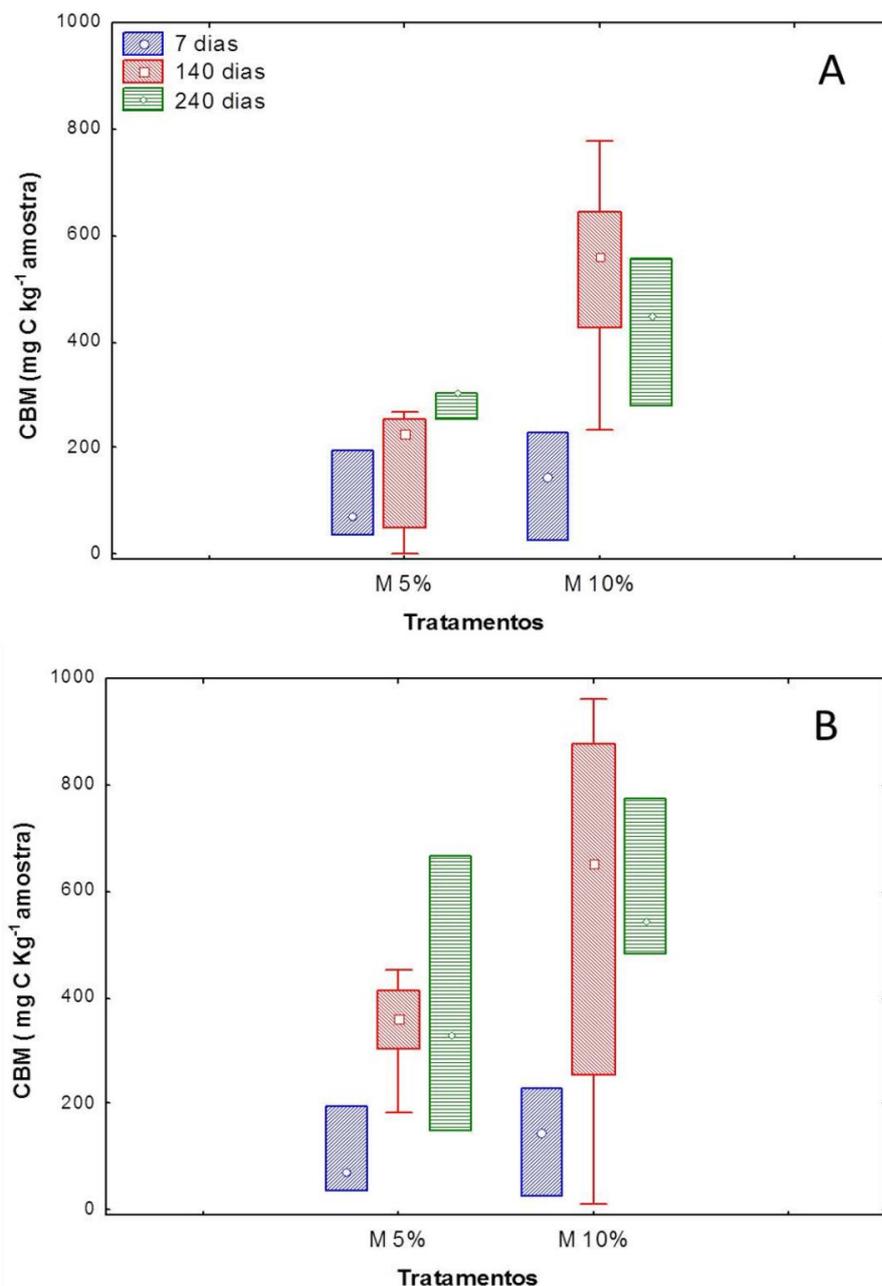
Como a função do cimento é prover a coesão entre as partículas constituintes do módulo (*topsoil* + resíduo), se espera que quanto maior a quantidade de cimento maior resistência à compressão, logo os resultados mostrados na Figura 16 estão coerentes. Observa-se que, apesar de haver duas vezes mais cimento no módulo M10% que no módulo M5%, a resistência à compressão dos módulos M10% foi em torno de 4 vezes maior que nos M5%. Além disso, foi observado um aumento significativo de resistência dos módulos M10% entre os tempos de 7 e 140 dias, indicando que eles apresentaram boa resistência mesmo sendo expostos a condições adversas ambientais e ao crescimento de comunidade microbiana. Uma boa resistência mecânica é importante para viabilizar o transporte e disposição dos nichos construídos no local de uso sem que ocorra seu rompimento e perda de integridade física.

5.3 Caracterização dos atributos microbiológicos

O CBM é considerado um atributo biológico importante, uma vez que essa metodologia é capaz de determinar quantitativamente a biomassa microbiana de uma amostra (SPEDDING et al., 2004). Sua determinação é de significativa importância para a melhor compreensão das alterações do ambiente onde a comunidade microbiana está inserida. Isso se deve ao fato de os microrganismos terem a

capacidade de responder rapidamente às alterações do ambiente, uma vez que eles participam diretamente da ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica e estabilização física dos agregados (FRANZLUEBBERS et al., 1999). Além disso, os microrganismos são a principal fonte de enzimas do solo, tornando-os responsáveis pela maioria da atividade biológica deste sistema (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Os resultados do CBM dos módulos estão apresentados na Figura 17.

Figura 17– Carbono da biomassa microbiana (CBM) dos tratamentos (módulos com 5% e 10% de cimento) nos tempos de 7, 140 e 240 dias de incubação em laboratório (A) e de exposição às condições naturais do campo (B).

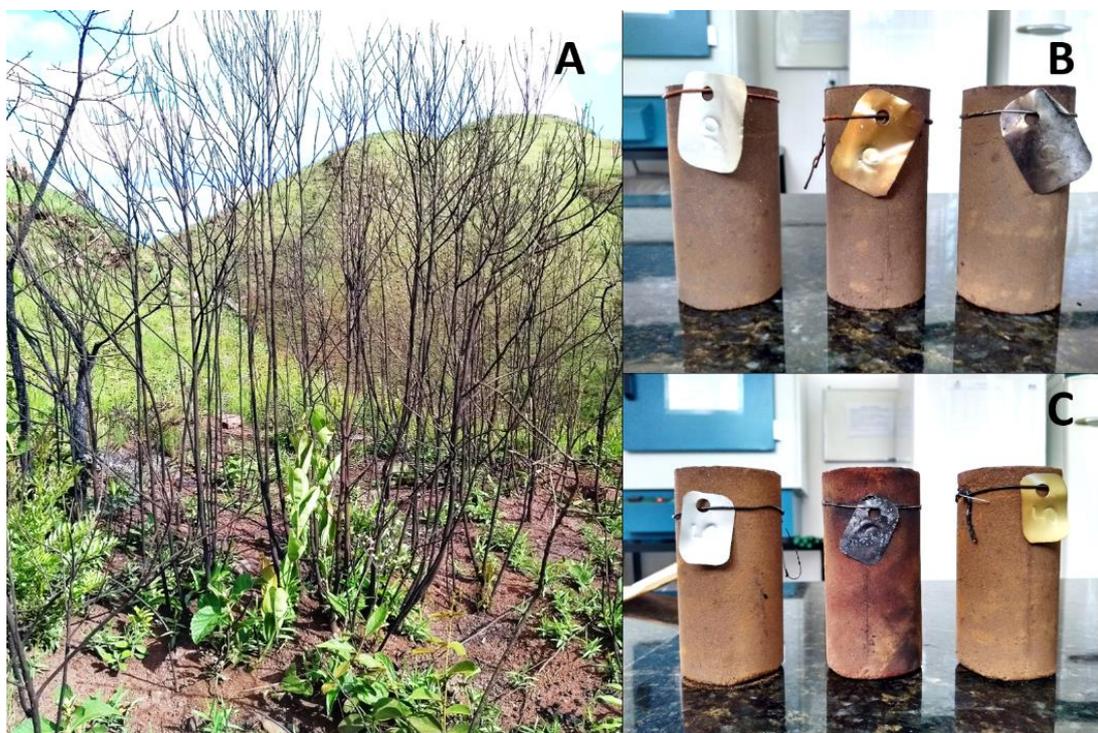


Observou-se que os valores de CBM dos módulos apresentaram grande variabilidade (Figura 17). Acreditamos que estes resultados se devem-se, provavelmente, às flutuações diárias e mensais de temperatura (Figura 11) e de pluviosidade (Figura 10), como também, de um período em que ocorreu queimada no local onde os módulos foram instalados. Outros fatores também podem ter corroborado para estes resultados, como a baixa qualidade nutricional do *topsoil* (CO N, K, P), o elevado pH dos módulos (Tabela 2) e o fato de os microrganismos estarem distribuídos de forma diferente no módulo, ocupando microambientes, assim, a amostra utilizada para obtenção dos dados de CBM pode não ser representativa do todo.

De acordo com Singh e Gupta (2018), bruscas variações climáticas e perturbações ambientais (antropogênicas e naturais) são fatores críticos que regulam a existência e a sobrevivência da biomassa microbiana. Ao estudar o efeito de distúrbios climáticos no ecossistema, pode-se esperar que o CBM tenha menor variabilidade temporal quando há distúrbios menores. Por essa razão observou-se que os valores de CBM dos módulos incubados em laboratório (Figura 17 A) apresentaram menor variabilidade que os dados dos módulos expostos em condições naturais do campo (Figura 17 B), uma vez que as condições ambientais foram controladas e não variaram ao longo do tempo.

Apesar dessa variabilidade nos valores de CBM e o aumento não ter sido significativo tanto para os módulos M5% quanto para os módulos M10% (Kruskal-Wallis test, $P = 0,1008$ e $P = 0,1519$, respectivamente), foi possível perceber uma tendência no crescimento do CBM nos módulos submetidos a campo após 140 dias e não para 240 dias. Um dos fatores que pode ter promovido essa redução de CBM nesses módulos aos 240 dias foi a queimada ocorrida no mês de setembro de 2019 após a coleta de 140 dias, que queimou os módulos (Figura 18).

Figura 18 - Imagem do queimada ocorrido na Serra da Moeda, área preservada de Campo Rupestre, onde estavam localizados os módulos (A) e imagens dos módulos coletados após 240 dias no campo e queimados devido à queimada (B e C).



Comparando os resultados de todos os valores obtidos de CBM dos módulos M10% e M5%, notaram-se valores altos nos módulos M10%, apesar das medianas não serem diferentes estatisticamente (Teste Mann Whitney, $P = 0,82$). Ao contrário do esperado, os módulos com maior porcentagem de cimento (M10%) aparentaram-se mais bioreceptíveis que os com menor porcentagem de cimento (M5%). O cimento conferiu aos módulos maiores valores de CTC, que está majoritariamente ocupada pelos cátions essenciais Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} , importantes para a boa nutrição de microrganismos e espécies vegetais, como discutido no item 6.1.

Couto (2016) desenvolveu um estudo de atributos microbianos em área afetada e não afetada pela lama de resíduo de minério de ferro após o rompimento da barragem do Fundão em 2015. De acordo com Couto (2016), os valores de CBM para a área não afetada foi de $542,5 \text{ mg C kg}^{-1}$ e para área afetada de $130,9 \text{ mg C kg}^{-1}$. Os valores de CBM de ambos os módulos M5% e M10% no tempo de 7 dias foram similares ao encontrado para a área afetada pela lama obtido por Couto (2016). No entanto, os valores de CBM dos módulos no tempo de 140 dias mostraram-se similares ao valor de CBM da área não afetada pela lama da barragem. Isso corrobora que houve um crescimento da comunidade microbiana nos módulos. Apesar de esse

crescimento não ser significativo neste estudo, acreditamos que, possivelmente, este resultado pode ser diferente se uma amostragem maior for realizada. Isso pode significar que o nicho construído está sendo enriquecido por componentes bióticos com o passar do tempo e que é possível que ele contribua para o desenvolvimento de uma comunidade microbiana em uma área degradada após atividade minerária.

Os resultados de CBM, apresentados na Tabela 4, mostram que não houve diferença significativa de crescimento da biomassa microbiana entre o *topsoil* e o resíduo, o que corrobora o baixo teor nutricional do *topsoil* utilizado nesse estudo. Observou-se também que o CBM dos módulos M5% e M10% apresentaram valores maiores que o *topsoil* a partir de 140 dias de incubação (Figura 17) (Teste Tukey, $p < 0,001$), o que também corrobora o desenvolvimento da comunidade microbiana nos módulos formando um nicho construído.

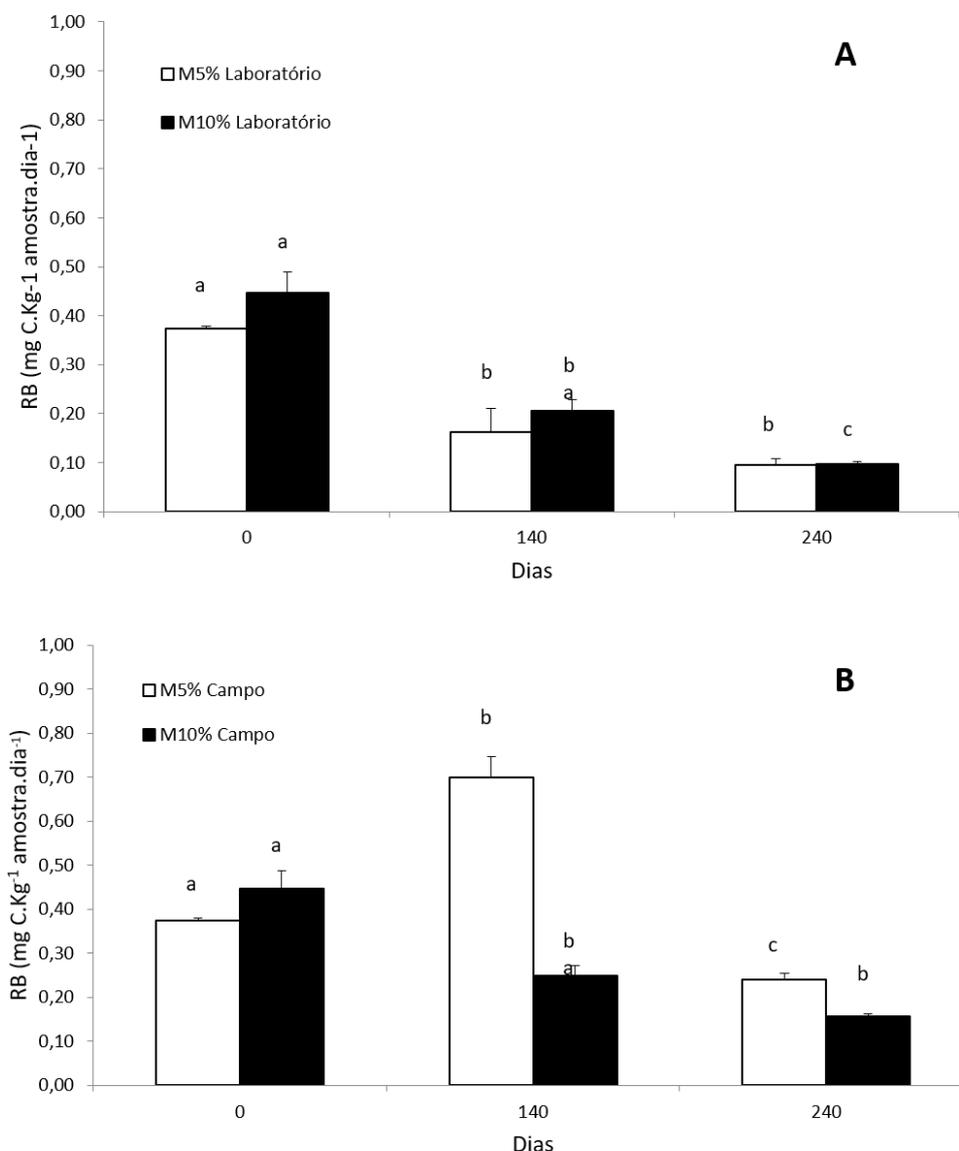
Tabela 4 - Atributos Biológicos do *topsoil* e resíduo: qCO_2 (coeficiente metabólico) CBM (carbono da biomassa microbiana) CO (carbono orgânico) após 7 dias

Amostra	Atributos Biológicos			
	qCO_2 (mg C-CO ₂ mg ⁻¹ C)	CBM (mg C kg ⁻¹)	RB (mg C-CO ₂ kg ⁻¹)	CBM/CO (%)
<i>Topsoil</i>	0,0021 ^a	217,66 ^a	0,462±0,02 ^a	0,20
Resíduo	0,0039 ^a	84,65 ^a	0,447±0,02 ^a	0,13

* Os valores de qCO_2 e CBM do *topsoil* e resíduo são medianas e as letras iguais indicam que não apresentam diferenças estatísticas (Mann Whitney U test, $P > 0,05$) RB são médias ± DP e não apresentam diferenças estatísticas (t-Student test, $P > 0,05$).

Outro atributo biológico avaliado nos módulos foi a RB, definido como a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o CO₂ é produzido. Microrganismos, principalmente bactérias e fungos, são responsáveis pela maior liberação de CO₂ via degradação da matéria orgânica da amostra (SILVA et al., 2007). Observou-se que nos módulos incubados em laboratório houve uma redução da RB ao longo do tempo (Teste Tukey, $p < 0,001$) (Figura 19 A).

Figura 19 - Respiração basal (RB) dos módulos com 5% e 10% de cimento nos tempos 7, 140 e 240 dias de incubação em laboratório (A) e de exposição às condições naturais do campo (B).



* Os valores representam a média \pm D.P. Os valores médios representados pelas barras brancas e pretas seguidos de letras diferentes indicam diferença significativa entre os tempos pelo teste de Tukey, $P < 0,001$).

Já nos módulos expostos às condições naturais do campo, houve, no tempo de 140 dias, um aumento significativo de RB nas amostras de M5% (Test Turkey, $p < 0,001$) (Figura 19 B) e um decréscimo após 240 dias no campo ($p < 0,001$). Apesar da queimada ocorrida anteriormente à coleta de 240 dias em campo, observou-se que o RB foi, ainda assim, significativamente maior nos módulos em campo que nos módulos em laboratório (Test Tukey, $p < 0,001$).

O CBM, RB e CO, quando correlacionados, são atributos microbianos que podem ajudar na compreensão de fatores que podem impactar no crescimento da comunidade microbiana na amostra (NOGUEIRA et al., 2006; JIANG et al., 2010; ANDERSON e DOMSCH, 2010; NIEMEYER et al., 2012; QUADROS et al., 2016). O desenvolvimento da biomassa microbiana está relacionado com a quantidade de carbono orgânico presente no solo e com a síntese desse carbono pela comunidade microbiana (NIEMEYER et al., 2012). Nesse contexto, amostras que apresentam elevado carbono de biomassa microbiana (alto CBM) e elevado teor de carbono orgânico (alto CO) podem proporcionar maior ciclagem de nutrientes, caso o carbono orgânico seja utilizado eficientemente pela comunidade microbiana (KASCHUK et al., 2010).

O desenvolvimento da riqueza de microrganismos em um ecossistema coincide com um aumento da eficiência do uso da energia durante o processo de crescimento da comunidade microbiana (ODUM, 1969; ANDERSON e DOMSCH, 2010). Quando o equilíbrio dos microrganismos no solo é atingido, qualquer aumento da concentração de CO resulta em uma maior respiração, não havendo acumulação nem redução da quantidade de CO presente na amostra. Observou-se que as amostras de *topsoil* apresentaram uma menor respiração basal por unidade de biomassa microbiana (qCO_2); e uma maior biomassa microbiana por carbono orgânico no *topsoil* (CBM/CO), quando comparado com o resíduo (Tabela 4). Isso pode representar que as comunidades microbianas das amostras de *topsoil* estavam mais estáveis que aquelas presentes nas amostras de resíduo. Isso ocorre porque, apesar da maior quantidade de biomassa microbiana nas amostras de *topsoil* que no resíduo, o *topsoil* tem teor mais elevado de CO e menor RB, o que demonstra que a biomassa microbiana do *topsoil* utiliza o carbono orgânico de forma mais eficiente que a do resíduo. Os valores de qCO_2 e de RB do *topsoil* foram valores similares aos valores das áreas impactadas pela lama do resíduo de barragem no estudo conduzido por Couto (2016). Isso corrobora o fato de que o *topsoil* do CR é extremamente pobre e pode ser comparado com o resíduo de minério de ferro.

Quanto aos atributos biológicos dos módulos em laboratório e em campo, observou-se que quanto maior o tempo em laboratório ou em campo, menor foi o qCO_2 dos módulos coletados (Tabela 5), com diferenças significativas (Kruskal-Wallis Test, $p = 0,022$). Além disso, ao comparar as amostras de 140 e 240 dias com os controles

(7 dias), observou-se um aumento de CO e no CBM sob o CO (CBM/CO). Isso é um indicador de que, com o passar do tempo, a comunidade microbiana que se estabeleceu nos módulos, tanto em campo quanto em laboratório e se tornou mais eficiente quanto à síntese do carbono orgânico presente nos módulos.

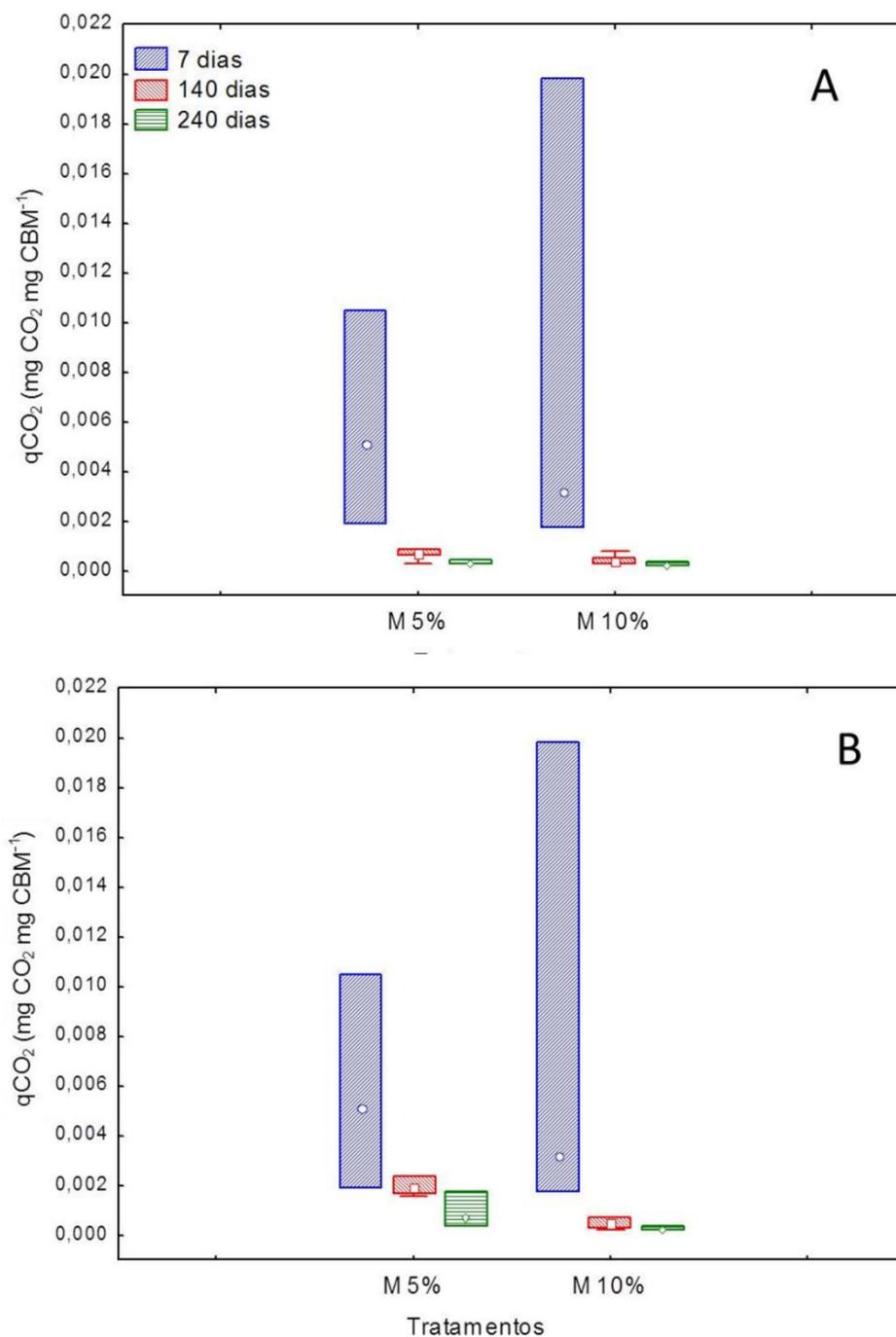
Tabela 5 - Atributos Biológicos: carbono da biomassa microbiana (CBM), coeficiente metabólico (qCO_2), carbono orgânico (CO) e razão entre carbono da biomassa microbiana e carbono orgânico (CBM/CO) dos módulos 5% e 10%, incubados em laboratório e expostos às condições naturais do campo, nos tempos de 7, 140 e 240 dias.

Amostra	Tempo (dias)	Atributos biológicos			
		CBM (mg $C_{mic} kg^{-1}$)	qCO_2 (mg $CO_2 mg^{-1} C$)	CO (mg $C kg^{-1}$)	Cmic/Corg
Controle M5%	7	72,5 ^a	0,0051 ^a	8,00	0,09
M5% Laboratório	140	225,3 ^a	0,0007 ^b	9,6	0,23
	240	302,3 ^a	0,0003 ^b	10,3	0,29
M5% Campo	140	359,2 ^a	0,0019 ^b	9,4	0,38
	240	326,5 ^a	0,0007 ^b	9,2	0,35
Controle M10%	7	145,1 ^a	0,0031 ^a	8,2	0,18
M10% Laboratório	140	560,1 ^b	0,0004 ^b	9,6	0,58
	240	447,4 ^{ab}	0,0002 ^b	9,4	0,48
M10% Campo	140	651,4 ^a	0,0004 ^b	9,6	0,68
	240	544,2 ^a	0,0003 ^b	9,0	0,60

* Os valores de CBM, qCO_2 , CO são medianas. Letras diferentes significam diferenças estatísticas entre os tempos de incubação (Kruskal-Wallis test, $P < 0,05$).

Os valores de qCO_2 sofreram grande variabilidade assim como os de CBM. Isso se deve ao fato de o qCO_2 ser uma variável dependente do CBM, uma vez que ele indica a eficiência respiratória de uma comunidade de microrganismos. A variabilidade do qCO_2 pode ser observada na Figura 20.

Figura 20 – Coeficiente metabólico (qCO_2) dos módulos com 5% e 10% de cimento nos tempos de 7, 140 e 240 dias de incubação em laboratório (A) e de exposição às condições naturais do campo (B).



Os resultados de atributos biológicos deste estudo mostraram que os módulos independentes da quantidade de cimento em campo e em laboratório apresentaram-se similares durante o tempo de incubação testado. No entanto, diferente dos módulos incubados em condições controladas de umidade e temperatura no laboratório, os módulos no campo, passaram por flutuações intensas de umidade e temperatura (Figura 10 e Figura 11) e queimada (Figura 18) e, mesmo nessas condições adversas,

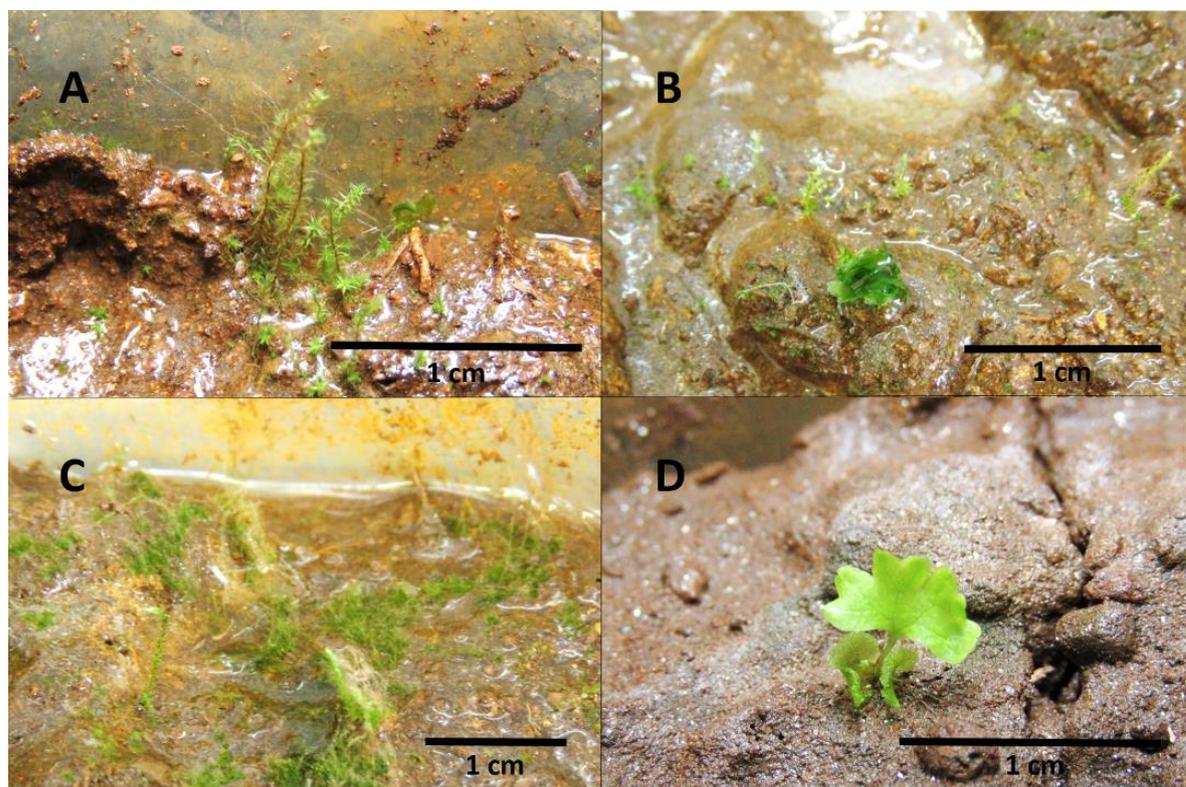
a comunidade microbiana foi capaz de continuar o crescimento e aumentar sua eficiência quando à síntese do carbono. Um dos fatores que pode ter propiciado esse aumento da eficiência da síntese do carbono, mesmo em condições extremas, foi o fato de os módulos do campo estarem inseridos em um ambiente com maior biodiversidade que os módulos em laboratório. Um ambiente com maior biodiversidade pode aumentar a capacidade de abrigar espécies ou grupos funcionais que possam responder a distúrbios de várias maneiras, o que possibilita maior resiliência quanto às mudanças ambientais (CHAPIN et al., 2000; MCCANN, 2000; LOREAU et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2016). Sendo assim, acreditamos que esta etapa de enriquecimento de componentes bióticos nos nichos construídos, quando são incubados no campo, seja de grande relevância para que o material se torne mais eficiente quando for instalado no ambiente degradado a ser restaurado.

5.4 Avaliação do crescimento de seres fotobiontes

As amostras de *topsoil* e resíduo saturadas com 60% de água apresentaram início de formação de crosta biológica com 140 dias em câmara de incubação com temperatura controlada (Figura 21). No *topsoil*, foi observado crescimento de gametófito de briófitas (Figura 21 A), gametófito de pteridófitas (Figura 21 B) e alga do gênero *Trentepohlia* (Figura 21 C). No resíduo foi observado somente o crescimento de gametófito de pteridófitas (Figura 21 D).

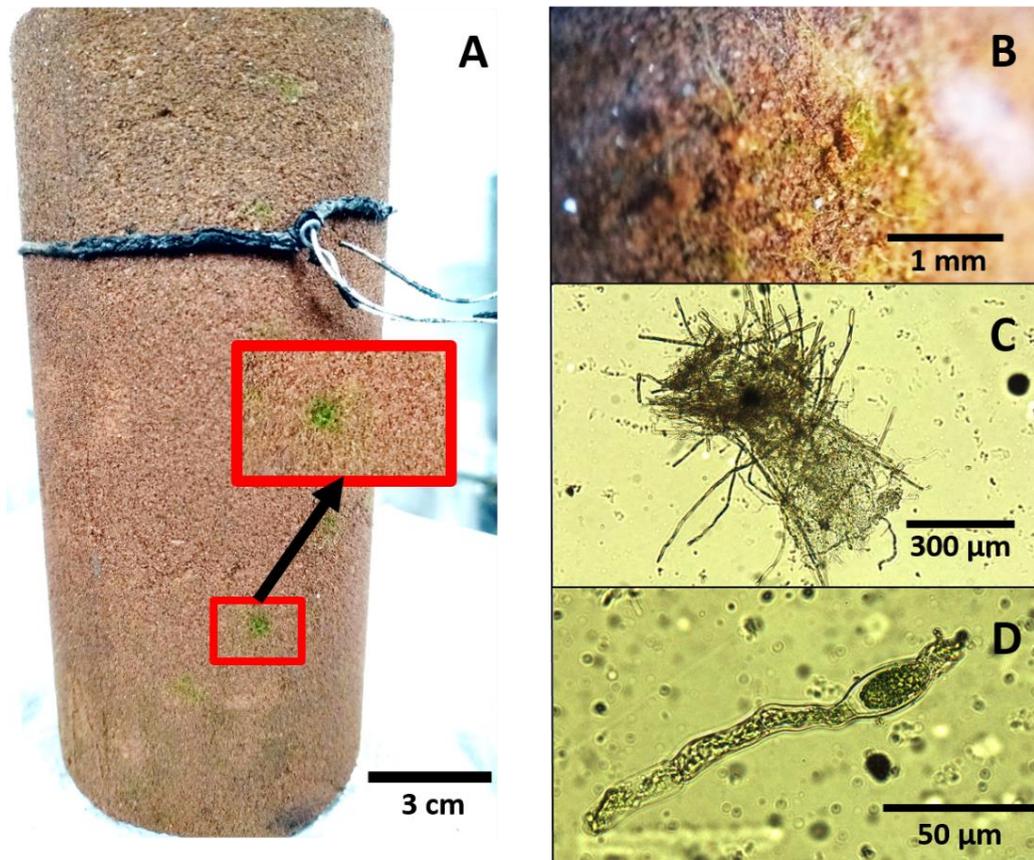
As crostas biológicas são resultantes de uma associação íntima de partículas do solo e cianobactérias, algas, microfungos, líquens e briófitas (em diferentes proporções) que vivem dentro ou imediatamente acima dos milímetros superiores do solo (BELNAP et al., 2001). As crostas biológicas do solo influenciam significativamente os processos primários do ecossistema (MAESTRE et al., 2011), e têm sido descritas como engenheiros do ecossistema em áreas secas, pois causam alterações nas condições da superfície do que afetam o habitat de outros organismos (BOWKER et al., 2005, 2006). O início do crescimento de crosta biológica no *topsoil* deste estudo demonstrou que ele pode fornecer componentes bióticos importantes para o nicho construído, apesar do baixo teor de nutrientes e carbono orgânico.

Figura 21 - Crescimento de organismos no *topsoil* e resíduo 140 dias incubação em laboratório. Gametófito de briófitas no *topsoil* (A), prótalo de pteridófitas no *topsoil* (B) e no resíduo (D), alga (C)



O solo de Cerrado utilizado no nicho construído desenvolvido no estudo de Marques et al. (2017), apresentou resultados de crosta biológica com maior diversidade que o *topsoil* utilizado nesse estudo. Marques et al. (2017) observou quatro grupos de espécies autotróficas: cianobactérias, algas, briófitas e pteridófitas em 80 dias de incubação em laboratório. Já no *topsoil* utilizado nesse estudo não foi constatado presença de cianobactéria mesmo após 240 dias incubação, o que demonstra, mais uma vez, a baixa qualidade nutricional do *topsoil* de CR. A presença de cianobactérias na crosta biológica pode representar maior teor de nutrientes no nicho construído, algumas cianobactérias são capazes de fixar o nitrogênio (N_2) e o dióxido de carbono (CO_2). Essa capacidade e a abundância de cianobactérias nas comunidades fazem desses microrganismos espécies-chave nos ciclos biogeoquímicos de carbono e nitrogênio (POPA et al., 2007).

Figura 22—Imagens de uma região destacada do módulo (M5%, 240 dias) contendo crescimento de alga. A – Região do módulo em que foi observado as algas, B, C e D mostra a mesma região com ampliações sucessivas.



Observou-se início de formação de crosta biológica com crescimento de alga do gênero *Trentepohlia* nas amostras de M5% e M10% expostas às condições naturais do campo na coleta de tempo 240 dias (Figura 22). Não foi observado crescimento de crosta biológica em nenhum dos módulos incubados em câmara de incubação no laboratório. O início da formação de crosta biológica nos módulos expostos às condições do campo pode 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.

Um dos fatores que pode ter influenciado no não crescimento de crosta biológica nos módulos incubados em laboratório, foi a utilização de cimento (Portland CP V - ARI MAX) que aumentou significativamente o pH do material (Tabela 2). Isso pode ter ocasionado um ambiente inóspito para o crescimento e desenvolvimento de crosta biológica. Já os módulos expostos ao campo, apesar do alto pH, estiveram expostos à biodiversidade do CR, podendo, assim, ser inoculados por diversos organismos ali existentes.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O *topsoil* da região de Campo Rupestre utilizado neste estudo foi considerado pobre em nutrientes, com características minerais e de fertilidade similares ao resíduo. No entanto, os atributos biológicos e o início de um crescimento de crosta biológica no *topsoil*, demonstraram que ele tem potencial componentes bióticos para o nicho construído.

Os módulos M10% apresentaram em média 4 vezes mais resistência à compressão que os módulos M5% e foi observado um aumento significativo de resistência dos módulos M10% com o passar do tempo. Isso pode ser um indicativo de que os nichos construídos feitos com cimento apresentam boa resistência mesmo sendo expostos a condições adversas ambientais e ao crescimento de comunidade microbiana. Além disso, apesar do cimento ter elevado o pH dos módulos inicialmente, este componente aglomerante contribuiu para o aumento da capacidade de troca de cátions em condição permutáveis no módulo, o que pode ser um benefício para os nichos construídos, uma vez que foi observado que os módulos M10% apresentaram tendência de resultados maiores de CBM que os módulos M5%.

Os dados de CBM dos módulos apresentaram grande variabilidade, provavelmente ocasionada pelas variáveis climáticas (temperatura e pluviosidade) e pela ocorrência de uma queimada. Apesar disso, observou-se uma tendência de crescimento de carbono microbiano ao longo do tempo, tanto nos módulos incubados em laboratório, quanto nos expostos ao campo.

Os módulos expostos a campo apresentaram resultados similares de atributos biológicos quando comparados aos módulos incubados em laboratório, e também apresentaram um início de formação de crosta biológica, mesmo em condições extremas de seca e queimada. Estes resultados indicaram que os nichos construídos têm potencial para serem utilizados como uma metodologia sustentável para a restauração ambiental de Campos Rupestres, reaproveitando resíduo de minério de ferro, possibilitando a criação de micro-nichos com diversidade de componentes bióticos em áreas degradadas pela mineração, e, podendo mudar a microtopografia de taludes de áreas mineradas.

Sugere-se, um estudo da exposição dos módulos em campo em maior tempo, mínimo de um ano, para que as flutuações climáticas do ambiente do campo sejam

bem avaliadas, de modo que o módulo passe por sucessivos períodos de chuva e seca. Sugere-se também que o estudo seja feito com um número de módulos maior, para que a amostragem seja normalizada e avaliada com estatística paramétrica. Além disso, é importante um estudo em que há avaliação de outros tipos de aglomerantes naturais no nicho construído, como as argilas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLSOPP, D., SEAL, K., and GAYLARDE, C. **Introduction to biodeterioration**, 2nd Ed., Cambridge University Press, Cambridge, U.K, 2006.

ALVES, R. J. V.; CARDIN L.; KROPF M. S. Angiosperm disjunction “ Campos rupestres restingas ”: a re-evaluation. **Acta Botanica Brasilica** v. 21, p. 675-685, 2007.

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.

ALVES, R.J.V.; KOLBEK, J. Plant species endemism in savanna vegetation on table mountains (Campo Rupestre) in Brazil. **Vegetation**, v. 113, p.125-139, 1994.

ANDERSON, T.; DOMSCH, K.H. The eco-physiological approach. **Soil Biol. Biochem.** v. 42, p. 2039–2043, 2010.

ANDRADE, R. S., STONE, L. F. Estimativa da umidade na capacidade de campo em *topsoils* sob Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v. 15, p. 111 – 116, 2011.

ARAÚJO, C., B. **Contribuição ao estudo do comportamento de barragens de resíduo de mineração de ferro.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, 2006.

ARAUJO, D. M.; YOSHIDA, M. I.; CARVALHO, C. F.; STAPELFELDT, F. Recycling of amines presente in the residues from the reverse flotation of iron ore. **Revista Escola de Minas.** v. 61, p. 455 – 460, 2008.

ASCASO, C. e WIERZCHOS, J. New approaches to the study of Antarctic lithobiontic microorganisms and their inorganic traces, and their application in the detection of life in Martian rocks. *Int Microbiol*; v. 5, p. 215–22, 2002.

AUGUSTIN C. H. R. R.; LOPES M. R. S.; SILVA S. M. Lateritas: um conceito ainda em construção. *Revista Brasileira de Geomorfologia* v. 14, p. 241 – 257, 2013.

AYORA, C., CHINCHÓN, S., AGUADO, A., GUIRADO, F. **Weathering of iron sulfides and concrete alteration: thermodynamic model and observation in dams from central Pyrenees, Spain.** *Cement and Concrete Research.* V.. 28, n. 9, pp. 1223-1235, 1998.

BARBEROUSSE, H.; LOMBARDO, R. J.; TELL, G.; COUTÉ, A. Factors inv.ved in the colonisation of building facades by algae and cyanobacteria in France. **Biofouling** v. 22, p. 69–77, 2006.

BARBOSA, N. P. U. **Modelagem de distribuição aplicada aos campos rupestres.** Tese de Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, 2012.

BARBOSA, N. P. U.; FERNANDES, G. W.; CARNEIRO, M. A. A; JÚNIOR, L.A.C. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to

paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of south-eastern Brazil (rupestrian fields). **Biological Invasions**, v. 12, p. 3745-3755, 2010.

BARTHLOTT, W.; HOSTERT, A.; KIER, G.; KUPER, W.; KREFT, H.; MUTKE, J.; RAFIQPOOR, M. D.; SOMMER, J. H. Geographic patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. **Erdkunde**, v. 61, p. 305-315, 2007.

BARTHLOTT, W.; MUTKE, J.; RAFIQPOOR, M. D.; KIER, G.; KREFT H. Global Centers of Vascular Plant Diversity. **Nova Acta Leopoldina**, v. 83, p. 61-83, 2005.

BARTHLOTT, W.; GROGER, A.; POREMBSKI, S. Some remarks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. **Biogeographical** v. 69, p.105–124, 1993.

BASTOS, L. A. C. **Utilização de resíduo de barragem de minério de ferro como matéria prima para infraestrutura rodoviária**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 90pp, 2013.

BELL, R. A. Cryptoendolithic algae of hot semiarid lands and deserts. **JPhycol** v. 29, p. 133–9, 1993.

BELLINZONI, A. M.; CANEVA, G.; RICCI, S. Ecological trends in travertine colonisation by pioneer algae and plant communities. *Int. Biodeter Biodegr*, v. 51, p. 203–10, 2003.

BELNAP, J.; BULDELL, B.; LANGE, O. L. Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution in **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Ecological Studies (Analysis and Synthesis) Belnap J., Lange O.L Editora. v. 150, 505p, 2001.

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.

BISCHOFF, A. Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. **Biological Conservation**, v.104. p. 25-33, 2002.

BLODGETT, S.; KUIPERS, J. R. Technical Report on underground hard-rock mining: subsidence and hydrologic environmental impacts. **Center for Science in Public Participation**, pp 36–38, 2002.

BOCK, E.; SAND, W. The microbiology of masonry biodeterioration. **J Appl. Bacteriol**, v. 74, p. 503–514, 1993.

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.

BOWKER, M. A.; BELNAP, J.; DAVIDSON, D. W.; PHILLIPS, S.L. Evidence for micronutrient limitation of biological soil crusts: importance to arid-lands restoration. **Ecological Applications**. v. 15, p.1941 – 1951, 2005.

BOWKER, M. A.; BELNAP, J.; MILLER, M.E; Spatial modeling of biological soil crusts to support rangeland assessment and monitoring. **Rangeland Ecology & Management**. v.59, p. 519 – 529, 2006.

BRADSHAW A.D. Restoration of mined lands - using natural processes. **Ecological Engineering**, v. 8, p.255-269, 1997.

BRADSHAW, A. D. The reconstruction of ecosystems. **Journal of Applied Ecology** v. 20, p.1-17, 1983.

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

BREITENBACH, S. B.; SANTOS, O. C.; ANDRADE, J. C. S.; NASCIMENTO, R. M.; MARTINELLI, A. E. Addition of porcelain tile polishing residue in lime mortars for restoration. **Cerâmica**. v. 63, p.395-401, 2017.

BRUNETAUD, X.; KHELIFA, M. R.; AL-MUKHTAR, M. Size effect of concrete samples on the kinetics of external sulfate attack. **Cement and Concrete Composites**, v. 34, p. 370-376, 2012.

BÜDEL, B.; WEBER, B.; KÜHL, M.; PFANZ, H.; SÜLTEMEYER, D.; WESSELS D. Reshaping of sandstone surface by cryptoendolithic cyanobacteria: bioalkalization causes chemical weathering in arid landscapes. **Geobiology**, v. 3, p. 261–8, 2004

BUISSON, E.; DUTOIT, T.; TORRE, F.; ROMERMANN, C.; POSCHLOD, P. The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment** v. 115, p. 6-14, 2006.

BUISSON, E. **Community and restoration ecology, importance of disturbance, natural resilience and assembly rules**. HDR Thesis. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse 104p, 2011.

BURKE, A. Inselbergs in a changing world — global trends. **Diversity and Distributions**. v. 9, p. 375- 383, 2003.

CALLISTER, W. D., **Ciência e Engenharia de Materiais: Uma Introdução**. John Wiley & Sons, Inc., 2002.

CÁMARA, B.; DE LOS RIOS, A.; GARCÍA-DEL-CURA, M. A.; GALVÁN, V.; ASCASO, C. Dolostone bioreceptivity to fungal colonization. **Mater Constr**, v. 58, p.113–24, 2008.

CÁMARA, B.; DE LOS RIOS, A.; URIZALM, ÁLVAREZ DE BUERGO, M.; VARAS, M. J.; FORT, R.; ASCASO, C. Characterizing the microbial colonization of a Dolostone Quarry: implications for stone biodeterioration and response to biocide treatments. **Microb. Ecol.**, v. 62, p. 299–313, 2011.

CAMPBELL, D. R.; ROCHEFORT, L.; LAVOIE, C. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments : the case of milled peatlands in Quebec. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, p.78-91, 2003.

CANEVA, G.; GORI, E.; MONTEFINALE, T. Biodeterioration of monuments in relation to climatic changes in Rome between 19–20th centuries. **Sci Total Environ**, v.167, p. 205–214, 1995.

CANEVA, G.; NUGARI, M. P.; SALVADORI, O. Biology in the conservation of works of art. **Rome: ICCROM**; 1991.

CARVALHO, F.; SOUZA, F. A.; CARRENHO, R.; MOREIRA, F. M. S.; JESUS, E. C.; FERNANDES, G.; W. The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied Soil Ecology** v.52, p. 9-19, 2012.

CASTENHOLZ, R.W. Ecology of blue-green algae in hot springs. In: N.G. Carrand B.A. Whitton [Eds]. **The Biology of Blue-Green Algae**. Black well Scientific Publications, Oxford, p. 379-414, 1973.

CBD. **Strategic Plan 2002-2010**. Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/2010/>> (acessado em 13/04/2018).

CHAMAS, R. **Barragens de Contenção de Resíduos**. Curso de Especialização em Engenharia de Barragens (CEEB), UFOP, Ouro Preto, Minas Gerais, 1989.

CHAPIN III, F.S.; ZAVALETA E.S.; EVINER V.T.; NAYLOR R.L.; VITOUSEK P.M.; REYNOLDS H.L.; HOOPER D.U.; LAVOREL S.; SALA O.E.; HOBBIE S.E.; MACK M.C.; DÍAZ S. **Consequences of changing biodiversity**. *Nature*, v.405, p. 234-242, 2000.

CHAPMAM, M, G.; CLYNICK, B, G. Experiments testing the use of waste material in estuaries as habitat for subtidal organisms. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 338, p. 164-178, 2006.

CHAU, C. K.; QIAO, F.; ZONGJIN, L. **Microstructure of magnesium potassium phosphate cement**. *Construction and Building Materials*. v. 25, p. 2911 – 2917.

CHAVERRI-POLINI, A. **Mountains, biodiversity and conservation**. *Unasylva* 49, p. 22-33, 1998.

CHOI, Y. D.; TEMPERTON, V. M.; ALLEN, E. B.; GROOTJANS, A. P.; HALASSY, M.; HOBBS, R. J.; NAETH, M. A.; TOROK, K. Ecological restoration for future sustainability in changing environment. **Ecoscience**, v. 15, p. 53-64, 2008.

CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W. O.; PAULA, J. L.; DUARTE, M.N. **Manual de Métodos de Análise do Solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, p. 75, 1997.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession: An analysis of the development of vegetation.** Washington, DC: Carnegie Institute of Washington Publication, 1916.

COCKEL, C. S.; HERRERA, A. Why are some microorganisms boring? **Trends Microbiol**, v. 16, p. 101–106, 2008.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 23, p. 85-111, 2005.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R.; MEIRELLES, S. T. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sand stone outcrops of “Chapada Diamantina”, Northeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p.641-656, 2007.

COUTINHO, S. E.; BARBOSA, M.; BEIROZ, W.; MESCOLOTTI, D. L. C.; BONFIM, J. A. B.; BERBARA, R. L. L.; FERNANDES, G. W. Soil constraints for arbuscular mycorrhizal fungi spore community in degraded sites of rupestrian grassland: Implications for restoration. **European Journal of Soil Biology**, v. 90, p. 51-57, 2019.

COUTO, R. F. **Medição de atributos microbiológicos às margens de um rio assoreado com rejeito de minério de ferro: um estudo de caso na região de Mariana – MG, Brasil.** Monografia, 62p. 2016

COUTO, R. F. **Resíduo de mineração na aplicação de materiais alternativos para bioengenharia: avaliação da degradação de tijolo solo-cimento-resíduo.** Monografia, 36p. 2014

CRISPIM, C. A.; GAYLARDE, P. M.; GAYLARDE, C. C.; NEILAN, B. A. Deteriogenic cyanobacteria on historic buildings in Brazil detected by culture and molecular techniques. **Int. Biodeter. Biodegr**, v. 57, p. :239–243, 2006.

DANIELSEN, A. K.; KRAUSE, A.; RUTHERFORD, P.; KOPER, N. Importance of vegetation structure and artificial cover for prairie skinks (*Plestiodon septentrionalis*) on Exurban Land. **Journal of Herpetology**, v. 48, p. 67-73, 2014.

DAVIS, B. N. K.; LAKHANI, K. H.; BROWN, M. C.; PARK, D. G. Early Seral Communities in a Limestone Quarry: An Experimental Study of Treatment Effects on Cover and Richness of Vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 22, p. 473-490, 1985.

DE CAIRE, G. Z.; DE CANO, M. S.; PALMA, R. M.; MULÉ, C. Z. Changes in soil enzyme activities following additions of cyanobacterial biomass and exopolysaccharide. **Soil Biol. Biochem**, v. 32, p. 1985 – 1987, 2000.

DE LOS RÍOS, A.; ASCASO, C. Contributions of in situ microscopy to the current understanding of stone biodeterioration. **Int. Microbiol**, v. 8, p. 181–188, 2008.

DE LOS RÍOS, A.; WIERZCHOS, J.; SANCHO, L. G.; ASCASO, C. Exploring the physiological state of continental Antarctic endolithic microorganisms by microscopy. **FEMS Microbiol. Ecol**, v. 50, p. 143–152, 2004.

DE PHILIPPIS, R. E.; VINCENZINI, M. Exocellular polysaccharides from cyanobacteria and their possible applications. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 22, p. 151 – 175, 1998.

DEL MORAL, R.; WALKER, L. R.; BAKKER, J. P. Insights Gained from Succession for the Restoration of Landscape Structure and Function, in: **Linking restoration and ecological succession**. Walker L.R., Walker J. & Hobbs R.J. (eds), p 1-18. New York. Springer, 2007.

DICTIONARY OF EARTH SCIENCES. Allaby, M, Oxford University Press, 661p, 2008.

DOR, I.; DANIN, A. Cyanobacterial desert crusts in the Dead Sea Valley, Israel. Arch. **Hydrobiol. Supply**, v. 83, p.197-206, 1996.

DORR, J. V. N.; BARROSA, A. L. **Geology and ore deposits of the Itabira District, Minas Gerais, Brazil**. 1963.

DORR, J. V. Physiographic, Stratigraphic and Structural Development of the Quadrilátero Ferrífero Minas Gerais, Brazil. **Geological Survey Professional Paper 641-A** – Agency for International Development of the United States Department of State, Washington, 1969.

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

DUCHESNE, J.; FOURNIER, B. Deterioration of Concrete by the Oxidation of Sulphide Minerals in the Aggregate. **Journal of Civil Engineering and Architecture**, v. 7, p. 922-931, 2013.

DYNESIUS, M.; JANSSON, R. Evolutionary consequences of changes in species geographical distributions driven by Milankovitch climate oscillations. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 97, p. 9115-9120, 2000.

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

EITEN, G. Delimitation of the Cerrado concept. **Vegetation**, v. 36, p.169-178, 1978.

ESCADEILLAS, G.; BERTRON, A.; BLANC, G.; DUBOSC, A. Accelerated testing of biological stain growth on external concrete walls. Part 1: Development of the growth tests. **Mater Struct**, v. 40, p. 1061–71, 2007.

ESPÓSITO, T. J. **Metodologia probabilística e observacional aplicada a barragens de resíduo construídas por aterro hidráulico**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. Brasília, Distrito Federal, 2000

FAO. Unasyuva - **Moving mountains. Food and Agriculture**. Organization of the United Nations, Rome, Italy, 1998.

FAVERO-LONGO, S. E.; BORGHI, A.; TRETACH, M.; PIERVITTORI, R. In vitro receptivity of carbonate rocks to endolithic lichen-forming aposymbionts. *Mycol Res*, v. 113, p. 1216–27, 2009.

FAY, P. Heterotrophy and nitrogen fixation in Chloroplast fritschii. *J. Gen. Microbiol*, v. 39, p. 11-20, 1965.

FEAM. **Inventário de Resíduos Sólidos da Mineração Ano Base 2016**. Minas Gerais, 2017.

FEGER, B, T.; SPIER, T, W. Evaluation of artificial PVC pipes structures as fish habitat in Spring Lake, Western Illinois, USA. **Lakes & Reservoir Research and Management**, v. 15, p. 335-340, 2010.

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

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, p. 793-804, 2011.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 19 Abr. 2018.

FRANZLUEBBERS, A.J.; HANEY, R.L.; HONS, F.M. Relationships of chloroform fumigation-incubation to soil organic matter pools. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 31, p. 395-405, 1999.

FREITAS, C. M. M.; SILVA, M. A. Work accidents which become disasters: mine tailing dam failures in Brazil. *Revista Brasileira de Medicina do Trabalho*, v. 17, 2019.

FRIEDMANN EI. Endolithic microorganisms in the Antarctic Cold Desert. *Science*, v. 215, p. 1045–53, 1982.

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.

GARCIA-VALLÈS, M.; URZÌ, C.; VENDRELL-SAZ, M. Weathering processes on the rock surface in natural outcrops: the case of an ancient marble quarry (Belevi, Turkey). **Environ Geol**, v. 41, p.889–97, 2002.

GAYLARDE, C. C.; GAYLARDE, P. M. A comparative study of the manor microbial biomass of biofilms on exteriors of buildings in Europe and Latin America. **Int. Biodeter. Biodegr**, v.55, p. 131 – 139, 2005.

GAYLARDE, C.; RIBAS SILVA, M.; WARSCHEID, T. H. Microbial impact on building materials: An overview. **Mater. Struct**, v. 36, p. 342– 352, 2003.

GIANNANTONIO, D.J.; KURTH, J. C.; KURTIS, K. E.; SOBECKY, P. A. Effects of concrete properties and nutrients on fungal colonization and fouling. **Int. Biodeter. Biodegr**, v. 63, p. 252–9, 2009.

GIOVANNETTI, M. V. P. E. V.; SALVIOLI, A.; BONFANTE, P. Fungal and plant tools for the uptake of nutrients in arbuscular mycorrhizas: a molecular view. In: JOHNSON N. C., GEHRING C., JANSÁ J. **Mycorrhizal Mediantion of Soil**, Elsevier, p. 107 – 128, 2017.

GIULIETTI, A. M.; MENEZES, N. A.; PIRANI, J. R.; WANDERLEY, M. G. L. Flora da Serra do Cipó: caracterização e lista de espécie. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 9, p. 1-151, 1987.

GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. Espinhaço range region: eastern Brazil, in: Centre of plants diversity: a guide and strategy for their conservation. Davis S.D., HERRERA-MACBRYDE V. H. H.; VILLA-LOBOS, J.; HAMILTON, A. C. (eds), pp 397-404. **World Wildlife Fund / World Conservation Union**, Cambridge, UK, 1997.

GOMES, M. A.; PEREIRA, C. A.; PERES, A. E. C. Technological characterization of iron ore tailing. **Revista Escola de Minas**, v. 64, p. 233 – 236, 2011.

GÓMEZ-ALARCÓN, G.; MUÑOZ, M.; ARIÑO, X.; ORTEGA-CALVO, J. J. Microbial communities in weathered sandstones: the case of Carrascosa del Campo church, Spain. **Sci Total Environ**, v. 167, p. 249–254, 1995.

GORBUSHINA, A. A.; BROUGHTON, W. J. Microbiology of the atmosphere–rock interface: how biological interactions and physical stresses modulate a sophisticated microbial ecosystem. **Annu Rev Microbiol**, v. 63, p. 431–50, 2009

GORBUSHINA, A. A.; BROUGHTON, W. J. Microbiology of the atmosphere–rock interface: how biological interactions and physical stresses modulate a sophisticated microbial ecosystem. **Annu Rev Microbiol**, v. 63, p.431–50, 2009.

GORBUSHINA, A. A. Life on the rocks. **Environ. Microbiol**, v. 9, p.1613–1631, 2007.

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

GUILLETTE, O. Bioreceptivity: a new concept for building ecology studies. **Sci Total Environ**, v. 167, p. 215–20, 1995.

HANCOCK, G.R.; TURLEY, E. Evaluation of proposed waste rock dump designs using the SIBERIA erosion model. **Environmental Geology**, v. 49, p.765–779, 2006.

HANNA, L. A. L.; KISSICK, E.; MCCROSKEY.; HOLLAND, J. D. Resilience to disturbance is a cross-scale phenomenon offering a solution to the disturbance paradox. **Ecosphere**, v. 10, c02682

HELM, R. F.; HUANG, Z.; EDWARDS, D.; LEESON, H.; PEERY, W.; POTTS, M. Structural characterization of the released polysaccharide of desiccation-tolerant *Nostoc commune* DRH -1. **J. Bacterial**, v. 182, p. 974 – 982, 2000.

HENSOLD, N. **Morphology and Systematics of Paepalanthus Subgenus Xeractis(Eriocaulaceae)** Systematic Botany Monographs 23. The American Society of Plant Taxonomists, Michigan, 1988

HERNANDEZ, C. A. O.; DE ARAUJO, A. C.; VALADÃO, G. E. S.; AMARANTE, S. C. Pasting characteristics of hamatite/quartz systems. **Minerals Engineering**, v. 18, p. 935 – 939, 2005.

Herrero, A. **The Cyanocateria: Molecular Biology, Genomics and Evolution**. Horizon Scientific Press, New York, 2008.

HILÁRIO, R.R.; CASTRO, S.A.B.; KER, F.T.O.; FERNANDES, G.W. Unexpected effects of pigeon-peas (*Cajanuscajan*) in the restoration of rupestrian fields. **Planta Daninha**, v. 29, p. 717-723, 2011.

HOBBS R.J.; WALKER L.R.; WALKER J. Integrating restoration and succession, in: **Linking Restoration and Ecological Succession**. WALKER L.R., WALKER J.; HOBBS, R. J. (eds), pp. 168–179, Springer, 2007

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

HOBBS, R. .J.; CRAMER, V. A. Restoration Ecology : Interventionist Approaches for Restoring and Maintaining Ecosystem Function in the Face of Rapid Environmental Change. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 33, p. 39- 61, 2008

HUECK, H. J. The biodeterioration of materials - An appraisal. **Biodeterioration of materials**, Elsevier, London, 6, 1968.

IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração. Informações e Análises da Economia Brasileira. **Informações sobre a economia mineral brasileira**, 2015. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00005836.pdf>> (acessado em 11.04.18).

IBRAM. INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Relatório anual de atividades julho de 2018 a junho de 2019**. 2019.

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

JACOBI, C. M.; DO CARMO, F. F.; VINCENT, R. C.; STEHMANN, J. R. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodivers. Conserv** 16, pp. 2185–2200.2007.

JIANG, J.; WU, L.; LI, N.; LUO, Y.; LIU, L.; ZHAO, Q.; ZHANG, L.; CHRISTIE, P. Effects of multiple heavy metal contamination and repeated phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* on soil microbial properties. **Eur. European Journal of Soil Biology**, v. 46, p. 18–26, 2010.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: Inferences to improve soil quality. **Plant Soil**, v. 338, p. 467–481, 2011.

KIER, G.; MUTKE, J.; DINERSTEIN, E.; RICKETTS, T. H.; KUPER, W.; KREFT, H.; BARTHLOTT, W. Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. **Journal of Biogeography**, v. 32, pp. 1-10, 2005.

KOLBEK, J.; ALVES, R. J. V. **Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil**. Acta. Universitatis Carolinae Environmentalica, v. 22, p. 111-130, 2008.

KRUMBEIN, W. E. **Microbial interactions with mineral materials**. In: Houghton DR, Eggins S, editora. Biodeterioration, 7. Elsevier Applied Science, p. 78-100, 1988.

LAAMANEN, M. Cyanoprokaryotes in the Baltic Sea ice and winter plankton. **Arch Hydrobiol Suppl 117, Algological Studies**, v. 83, p. 423-433, 1996. .

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

LAMENTI, G.; TIANO, P.; TOMASELLI, L. Biodeterioration of ornamental marble statues in the Boboli Gardens (Florence, Italy). **J ApplPhycol**, v. 12, p. 427–33, 2000

LARA, A. C. F.; FERNANDES, G. W. The highest diversity of galling insects: Serra do Cipó, Brazil. **Biodiversity Letters**, v. 3, p. 111-114, 1996.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. **Restoration of rupestrian fields, physiognomy of Cerrado threatened by land use changes**. SER-Europe Conference Proceedings, 2010.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; NEGREIROS, D.; FERNANDES, G. W. Réintroduction et impacts sur l'environnement de plantes indigènes du Cerrado. In: **Actualité de la recherche en écologie des communautés végétales**. BONNIS A. (eds), p. 129-136, 2008.

LE STRADIC, S. **Composition, phenology and restoration of Campo Rupestre mountain grasslands – Brazil**. TESE, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 2012.

LEPS, J.; OSBORNOVA-KOSINOVA, J. REJMANEK, M. Community stability, complexity and species life history strategies. **Vegetation**, v. 50, p. 53-63, 1982.

LOBATO, L. M.; SILVA, R. C. F. E.; HAGEMANN, S.; THORNE, W. Mineralizing fluid evolution and REE patterns for the hydrothermal Carajas iron ores, Brazil, and for selected Hamersley iron deposits, Australia. **Digging Deeper**, v.s 1 and 2, p. 1227-1230, 2007.

LOCKWOOD, J. L. An alternative to succession: assembly rules offer guide to restoration efforts. **Restoration and Management Notes**, v. 15, p.45-50, 1997.

LÖF, A.; ERICSSON, M. **Iron Ore Market Report**, E&MJ, 2016

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, D. U.; HUSTON, M.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN D.; WARDLE, D. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, v. 294, p. 804-808, 2001.

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

MAESTRE, F.T.; BOWKER, M.A.; CANTÓN, Y.; CASTILLO-MONROY, A.P.; CORTINA, J.; ESCOLAR, C.; ESCUDERO, A.; LÁZARO, R.; MARTÍNEZ, I. Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. **Journal of Arid Environments**. v. 75, p. 1282 -1291, 2011.

MAIGNIEN, R. **Review of research on Laterites**. Natural Resources Research, UNESCO IV, 148p, 1966.

MARQUES, A. R.; COUTO, R. C.; SILVA, V. C.; FONSECA, F. V.; PAIVA, P. R.; PONTES, P. P.; GOMES, F. C. O.; FERREIRA, A. M. Biological re-colonization of sub-aerial boundaries of an 'artificial construction-niche' contaminated by iron mine tailings: laboratory bioassays. **Environ. Earth**, v.. 76, p. 480, 2017.

MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 587-597, 2007.

MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, p. 228-233, 2000.

McFARLANE, M. J. **Laterite and Landscape**. London: Academic Press, 151p, 1976.

MCNAUGHTON, S.J. Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in Ecology. **The American Naturalist**, v. 111, p. 515-525, 1977.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, 2005.

MEGURO, M.; PIRANI, J.R.; GIULIETTI, A.M.; MELLO-SILVA, R. Phytophysiology and composition of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**. v. 17, p. 149-166, 1994.

MENEZES, R. R.; NEVES, G. A.; FERREIRA, H. C. O estado da arte sobre o uso de resíduos como matérias-primas cerâmicas alternativas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.16, pp.303-313, 2002.

MESSIAS, M. C. T. B.; LEITE, M. G. P.; NETO, J. A. A. M.; KOZOVITS, A. R.; TAVARES, R. Soil vegetation relationship in quartzite and ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. **Folia Geobotanica**. v. 48, p. 509 – 521, 2013

MILLER, A. Z.; LEAL, N.; LAIZ, L.; ROGERIO-CANDELERIA, M. A.; SILVA, R. J. C.; DIONISIO, A.; MACEDO, M. F.; SAIZ-JIMENEZ, C. Primary bioreceptivity of limestones used in Southern Europe monuments. In: SMITH BJ, GOMEZ-HERAS M, VILES HA, CASSAR J, editors. **Limestone in the built environment: present day challenges for the preservation of the past**. Special Publications. London: Geological Society; p. 79–92, 2010.

MILLER, A. Z.; SANMARTIN, P.; PEREIRA-PARDO, L.; DIONÍSIO, A.; SAIZ-JIMENES, C.; MACEDO, M. F.; PRIETO, B. Bioreceptivity of building stones: A review. **Sci Total Environ**. v. 425, p. 1-12, 2012.

MITCHELL R.J.; AULD, M. H. D.; LE DUC, M. G.; MARRS, R. H. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for conservation management of lowland heaths. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** v. 3, p.142-160, 2000.

MONJEZI, M.; SHAHRIAR, K.; DEHGHANI, F.; SAMIMI MANIM, F. Environmental impact assessment of open mining in Iran. **Environmental Geology**, v. 58, p. 205-2016, 2009

MORAIS, M. C.; JUNIOR, P. P. M.; PARADELLA, W. R. Multi-scale approach using remote sensing images to characterize the iron deposit N1 influence areas in Carajás Mineral Province (Brazilian Amazon). **Environmental Earth Sciences**, v. 66, p. 2085-2096, 2011.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J.O.S. **Microbiologia e bioquímica do solo** 2.ed. Lavras: Editora UFLA, 729p, 2006.

MÓRON, A.; COZZOLINO, D. Determination of potentially mineralizable nitrogen and nitrogen in particulate organic matter fractions in soil by visible and near-infrared reflectance spectroscopy. **Canadian Journal of Agricultural Science**, Ottawa. v. 142, p. 335-343, 2004.

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; BUENO, M. L.; DE MIRANDA, P. L. S.; FILHO, A. T. O. Lack of floristic identity in Campos Rupestres – A hiperdiverse mosaic of rocky montane savanas in South America. **Flora** **238**, p. 24–31, 2018

NIEMEYER, J.C.; LOLATA, G.B.; DE CARVALHO, G.M.; DA SILVA, E.M.; SOUSA, J.P.; NOGUEIRA, M.A. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. **Applied. Soil Ecology**. v. 59, p. 96–105, 2012.

NOGUEIRA, M. A.; ALBINO, U. B.; BRANDÃO-JÚNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M. F.; DIAS, B. A.; DUARTE, R. T. D.; GIOPOPO, N. M. R.; MENNA, P.; ORLANDI, J. M.; RAIMAN, M. P.; RAMPAZO, L. G. L.; SANTOS, M. A.; SILVA, M. E. Z.; VIEIRA, F. P.; TOREZAN, J. M. D; HUNGRIA, M., ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agro ecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 115, p. 237–247, 2006.

ODLING-SMEE FJ. **Niche construction phenotypes**. In: **The role of behaviour in evolution** (ed. H. C. Plotkin), 73–132. Cambridge: MIT Press, 1988.

ODUM, E.P. **The strategy of ecosystem development**. Science. v. 164, p 262–270, 1969.

OLIVEIRA, R. S.; ABRAHÃO, A.; PEREIRA. C.; TEODORO, G. S.; BRUM, M., ALCANTARA, S.; LAMBERS, H. Ecophysiology of Campos Rupestres Plants. In: FERNANDS, G. **Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, Cham, 2016.

OSTER M.; ASK K.; ROMERMANN C.; TACKENBERG O.; ERIKSSON O. Agriculture, Ecosystems and Environment Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands : The importance of dispersal vs . recruitment ability. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v. 130, p. 93-99, 2009.

PALMER, M.A.; AMBROSE. R.F.; POFF, N.L. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, p. 291-300, 1997.

PEREIRA, E. L. **Estudo do Potencial de liquefação de resíduos de minério de ferro sob carregamento estático**. Dissertação. OuroPreto. 2005.

PIMM, S,L. The complexity and stability of ecosystems. **Nature**, v.307, p. 321-326, 1984.

PINHEIRO, S. M. M. **Impacto da colonização fungo cladosporium sphaerospermum sobre a argamassa de concreto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

POREMBSKI S.; BARTHLOTT W. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology**, v. 151, p.19-28, 2000.

POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. Granitic and gneissic outcrop (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant. Ecol**, v. 151, p. 19-28, 2000.

POREMBSKI, S.; MARTINELLI, R.; OHLEMÜLLER, R.; BARTHLOTT, W. Vegetation of rock outcrops in Guinea: granite inselbergs, sandstone table mountains, and ferricretes – remarks on species numbers and endemism. **Flora**, v. 189, p. 315–326, 1994.

PRACH, K.; HOBBS, R.J. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. **Restoration Ecology**, v. 16: p. 363-366, 2008.

PRACH, K.; WALKER, L.R. Four opportunities for studies of ecological succession. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, p. 119-123, 2011.

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

PRICE M.F. Mountains: globally important ecosystems. **Unasyuva**, v. 49, p. 3-12, 1998.

PRIETO, B.; AIRA, N.; SILVA, B. Comparative study of dark patinas on granitic outcrops and buildings. **Sci Total Environ**, v. 381, p. 280–289, 2007.

PRIETO, B.; SILVA, B.; AIRA, N.; ÁLVAREZ, L. Toward a definition of a bioreceptivity index for granitic rocks: perception of the change in appearance of the rock. **Int Biodeter Biodegr**, v. 58, p. 150–4, 2006.

PRIETO, B.; SILVA, B. Estimation of the potential bioreceptivity of granitic rocks from their intrinsic properties. **Int Biodeter Biodegr**, v. 56, p. 206–15, 2005.

QUADROS, P.D; ZHALNINA, K.; DAVIS-RICHARDSON, A.G.; DREW, J.C.; MENEZES, F.B.; CAMARGO, F.A. DE O.; TRIPLETT, E.W. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 195–203, 2016.

QUEIROZ, L. P.; SENA, T.S.N.; COSTA, M.J.S.L. Flora vascular da Serra da Jiboia, Santa Terezinha-Bahia. I: O Campo Rupestre. **Sitientibus**, v. 15, p. 27-40, 1996.

RAIGÓN, P.M.; GARCIA, R.G.; SÁNCHEZ, S.P.J. Characterization of waste washing solid product of mining granitic tin-bearing sands and its application as ceramic raw material. **Resouces, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v.17, n.2, p.109- 124, 1996.

RIPLEY, E. A.; REDMAN, R. E.; CROWDER, A. A. **Environmental effects of mining**. St. Lucie Press, Delray Beach, 1996.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil; aspectos sociológicos e florísticos**. São Paulo: HUCITEC/USP, 374p, 1979.

ROMDAL, T. S.; GRYTNES, J. A. An indirect area effect on elevational species richness patterns. **Ecography**, v. 30, p. 440-448, 2007.

RONQUIM, C. C. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 8: Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP, 2010.

ROSIÈRE, C. A.; SPIER, C. A.; RIOS, F. J.; SUCKAY, V. E. The Itabirites of the Quadrilátero Ferrífero and Related High-Grade Iron Ore Deposits: An Overview. **Society of Economic Geologists**, Reviews v. 15, p. 000-000, 2008.

ROWLEY-CONWY, P.; LAYTON, R. Foraging and farming as niche construction: stable and unstable adaptations. **Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci**: v. 366, p. 849-862, 2011.

SAIZ-JIMENEZ, C.; GARCIA-ROWE, J.; GARCIA DEL CURA, M. A.; ROEKENS, E.; VAN GRIEKEN R. Endolithic cyanobacteria in Maastricht limestone. **Sci Total Environ**, v. 94, p. 209-220, 1990.

SAIZ-JIMENEZ, C. Biodeterioration of stone in historic buildings and monuments. In :LLEWELLYN GC, DASHEK WW, O'Rear CE, editora. **Mycotoxins, wood decay, plantstress, biocorrosion, and general biodeterioration**. Biodeterioration Research New York: Plenum; p. 587-603, 1994

SAIZ-JIMENEZ, C. **Deposition of anthropogenic compounds on monuments and their effect on airborne microorganisms**. *Aerobiologi*, v.11, pp. 161-175, 1995.

SALA, O. E.; DETLEF VAN VUUREN, D.; PEREIRA, H.M.; LODGE, D.; ALDER, J., CUMMING, G.; DOBSON, A.; WOLTERS, V.; XENOPOULOS, M. A. Chapter 10: biodiversity across scenarios, in: **Ecosystems and Human Well-being**, v. 2: scenarios, p 375-408. Island Press, Washington, DC, 2005.

SANCHES-SILVA, M.; ROSOWSKY, D, V. Biodeterioration of Construction materials: state of the art and future challenges. **Journal of Materials in Civil Engineering**, p. 352-354, 2008

SANTOS, F.; RAMALHO, L. S.; MARQUES, T. A.; SOUZA, J. P. S.; REATTO A.; MARTINS E. S.; COUTO, J. R. A. F.; NARDOTO G. **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 319, 2014.

SANTOS, A. G. **Influência do teor de ferro na condutividade hidráulica saturada de um resíduo de minério de ferro**. Dissertação de Mestrado em Geotecnia. Programa de Pós Graduação do Departamento de Engenharia Civil, Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, MG, 1880, 2004

SCHAEFER, C. E.G R.; CORRE^A, G. R.; CANDIDO, H. G.; ARRUDA, D. M.; NUNES, J.A.; ARAUJO, R. W.; RODRIGUES, P. M. S.; FERNANDES-FILHO, E. L. PEREIRA, A.F.S.; BRANDAO, P. C.; NERI, A. V. The physical environment of

Rupestrian grasslands (Campos Rupestres). In **Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays**. Fernandes GW (ed) Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil, chapter 2. Springer International Publishing, New York, pp 15–53. 2016.

SCHAEFER, C. E. G. R.; CORRÊA, G. R.; CANDIDO, G. H.; ARRUDA, D. M., NUNES, J. A.; ARAUJO, R. W.; RODRIGUES, P. M. S.; FILHO, E. I. F.; PEREIRA, A. F. S.; BRANDÃO, P. C., NERI, A. V. The physical environment of rupestrian grassland (Campos Rupestres) in Brazil: Geological, Geomorphological and Pedological Characteristics and Interplays. In **Ecological and Conservations of Mountaintop Grasslands in Brazil**. Springer, 2016.

SEGANTINI, A. A. S. **Utilização de topsoil-cimento plástico em estacas escavadas com trado mecânico em Ilha Solteira - SP**, Tese de Doutorado, Campinas, SP, FEAGRI, UNICAMP, 176p, 2000

SER, Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. www.ser.org, Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004.

SHIRAKAWA, M. A. **Biodeterioração de argamassas por fungos – desenvolvimento de teste acelerado para avaliação da bioreceptividade**. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

SHU W.S.; YE Z.H.; ZHANG Z.Q.; LAN C.Y.; WONG M.H. Natural Colonization of Plants on Five Lead/Zinc Mine Tailings in Southern China. **Restoration Ecology** 13, v. 1, p. 49-60, 2005.

SIGH, J.S.; GUPTA, V. K. Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 497 - 500

SILVA, B.; PRIETO, B.; RIVAS, T.; SANCHEZ-BIEZMA, M. J.; PAZ, G.; CARHALLAL, R. Rapid biological colonization of a granitic building by lichens. *Int Biodeter Biodegr*, v. 40, p. 263–7, 1997.

SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P.U.; BUISSON, E., CARMO, F.F.; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIC, ãO, A.A.; CORNELISSEN, T.G., ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G.W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J.; JACOBI, C.M.; LEMOS-FILHO, J.P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C.E.; VIANA, P.L., LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered Campo Rupestre: aneglected conservation priority. **Plant Soil**, v. 403, p. 129–152, 2015.

SKIRY CZ, A.; CASTILHO, A.; CHAPARRO, A.; CARVALHO, A.; TZOTZOS, G.; SIQUEIRA, J, O. **Canga biodiversity, a matter of mining**. *Frontiers in Plant Science*, 2014.

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

SKULBERG, O.M. **Terrestrial and limnic algae and cyanobacteria** In: A. Elvebakk and P. Prestrud [Eds] A Catalogue of Svalbard Plants, Fungi, Algae and Cyanobacteria. Part 9, NorskPolarinstituttSkrifter V.. 198, pp. 383-395, 1996.

SPEDDING, T.A.; HAMEL, C.; MEHUYS, G.R.; MADRAMOOTOO, C.A. **Soil microbial dynamics in maize-growing soil under different tillage and residue management systems**. Soil Biology & Biochemistry. V.. 36, pp.499-512, 2004.

STONE, R, B. **Artificial reefs of waste material for habitat improvement**. Marine Pollution Bulletin, V.. 3, pp. 27-28, 1972.

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 Waterbird Society, V.. 41, pp. 80-86, 2017.

TANACA HK, DIAS CMR, GAYLARDE CC, JOHN VM, SHIRAKAWA MA. **Discoloration and fungal growth on three fiber cement formulations exposed in urban, rural and coastal zones**. Build Environ; V.. 46, pp. 324–30, 2011.

THOMAS M. **Geomorphology in the humid tropics**. In: BURT T.P., CHORLEY R. J., BUNSDEN D., COX N. J., GOUDIE A. S. The History of the Study of the Landforms, Part IV: Other Regional Processes and Landforms. The Geological Society of London Trowbridge: Cromwell Press, 1027p, 2010.

TILMAN D., DOWNING J.A. **Biodiversity and stability in grasslands**. *Nature*, V..367, pp.363-365, 1994.

TOMASELLI L, LAMENTI G, BOSCO M, TIANO P. **Biodiversity of photosynthetic microorganisms dwelling on stone monuments**. IntBiodeterBiodegr V.. 46, pp. 251–258, 2000.

TOMASELLI L, LAMENTI G, BOSCO M, TIANO P. **Biodiversity of photosynthetic microorganisms dwelling on stone monuments**. IntBiodeterBiodegr V.. 46, pp. 251–258, 2000.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B. R.; CASE, C.L. **Microbiologia**. Porto Alegre: ArtMed, 10. ed, 2012.

URBANSKA K.M, CHAMBERS J.C. **High-elevation ecosystem, in: Handbook of ecological restoration: principles of restoration**, V.ume 2, Perrow, M.R, Davy, A.J. (eds), pp 376-400. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2002.

URZÌ C, REALINI M. **Colour changes of Noto's calcareous sandstone as related to its colonisation by microorganisms**.IntBiodeterBiodegr, V.. 42, pp. 45–54, 1998.

VASCONCELOS, M.F. **O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do leste do Brasil?**Revista Brasileira de Botânica, V.. 34, pp.241-246, 2011.

VINCENT, R. C. **Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o topsoil em áreas de campos ferruginosos no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, USP, 144p, 2004.

VITTA, F. A. **Composição florística e ecologia de comunidades campestres na Serra do Cipó, Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 1995.

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.

WALKER, L.R.; DEL, MORAL R. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. **Applied Vegetation Science**, v. 12, p. 55-67, 2009.

WALKER, L.R.; DEL MORAL, R. **Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation**, Cambridge University Press, 2003.

WALKER, L.R.; WALKER, J.; DEL MORAL, R. Forging a New Alliance Between Succession and restoration. In: **Linking restoration and ecological succession**, WALKER L.R., WALKER J. & HOBBS R.J. (eds), pp 19-44. New York. Springer, 2007.

WEBER, B.; WESSELS, D.C.J.; BÜDEL, B. Biology and ecology of cryptoendolithic cyanobacteria of a sandstone outcrop in the Northern Province, South Africa. **Algol Studies**, v. 83, p. 565-579, 1996.

WENDER, A.A.; BALDO, B.B. **O potencial da utilização de um resíduo argiloso na fabricação de revestimento cerâmico** - Parte II. Cerâmica Industrial, São Paulo, v.3, n.1-2, p.34-36, 1998.

WHITING, S. N.; REEVES, R. D.; RICHARDS, D.; JOHNSON, M. S.; COOKE, J. A.; MALAISSE, F.; PATON, A.; SMITH, J. A. C.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L.; GINOCCHIO, R. JAFFRE´, T.; JOHNS, R.; MCINTYRE, T.; PURVIS, O.W.; SALT, D. E.; SCHAT, H.; ZHAO, F. J.; BAKER, A. J. M. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. **Restor. Ecol**, v. 12, p. 106–116, 2004.

WHITTON, B.A. **Diversity, ecology and taxonomy of the cyanobacteria**. In: N.H. Mann and N.G. Carr (Eds) Photosynthetic Prokaryotes. Plenum Press, New York, 1-51, 1992.

WIKTOR, V.; GROSSEAU, P. H.; GUYONNET, R.; GARCIA-DIAZ, E.; LORS, C. Accelerated weathering of cementitious matrix for the development of an accelerated laboratory test of biodeterioration. **Mater. Struct**, v. 44, p. 623–40, 2011.

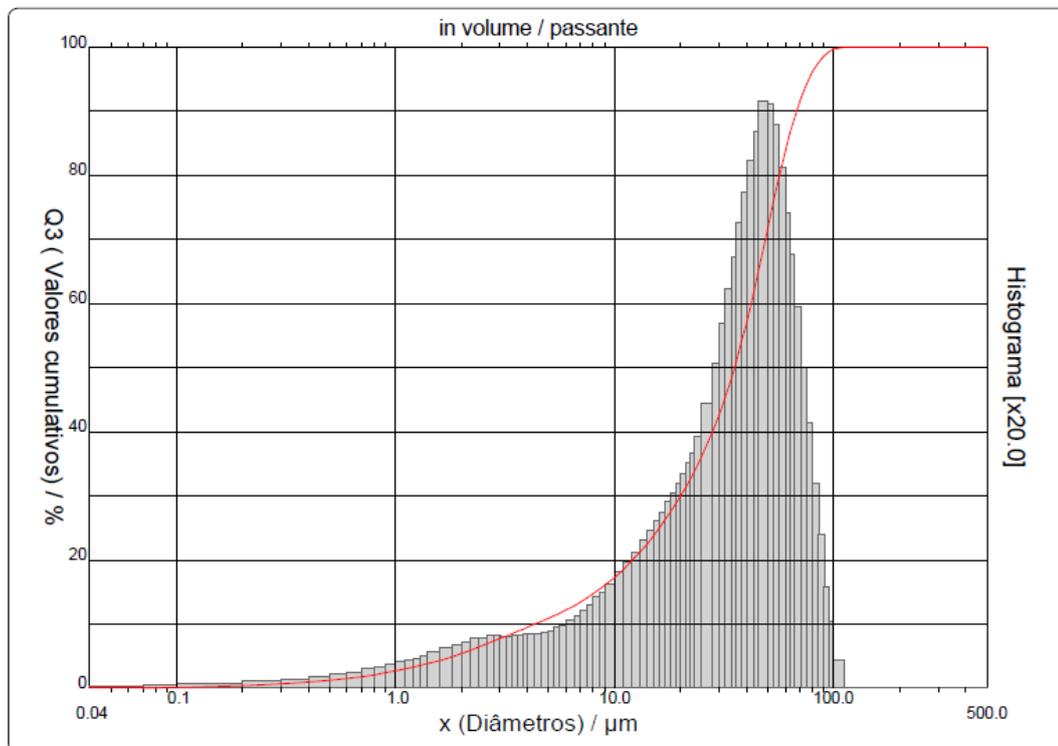
YANCEY, P.H.; CLARK, M.E.; HAND, S.C.; BOWLUS, R.D.; SOMERO, G.N. Living with water stress: evolution of osmolyte systems. **Science**, v. 217, p. 1214–1222, 1982.

YANG, G.; YANXI, D.; WANG, J. Non-hydrothermal synthesis and characterization of MCM-41 mesoporous materials from iron ore tailing. **Ceramics Internation**. v. 40, p. 7401 – 7406, 2014.

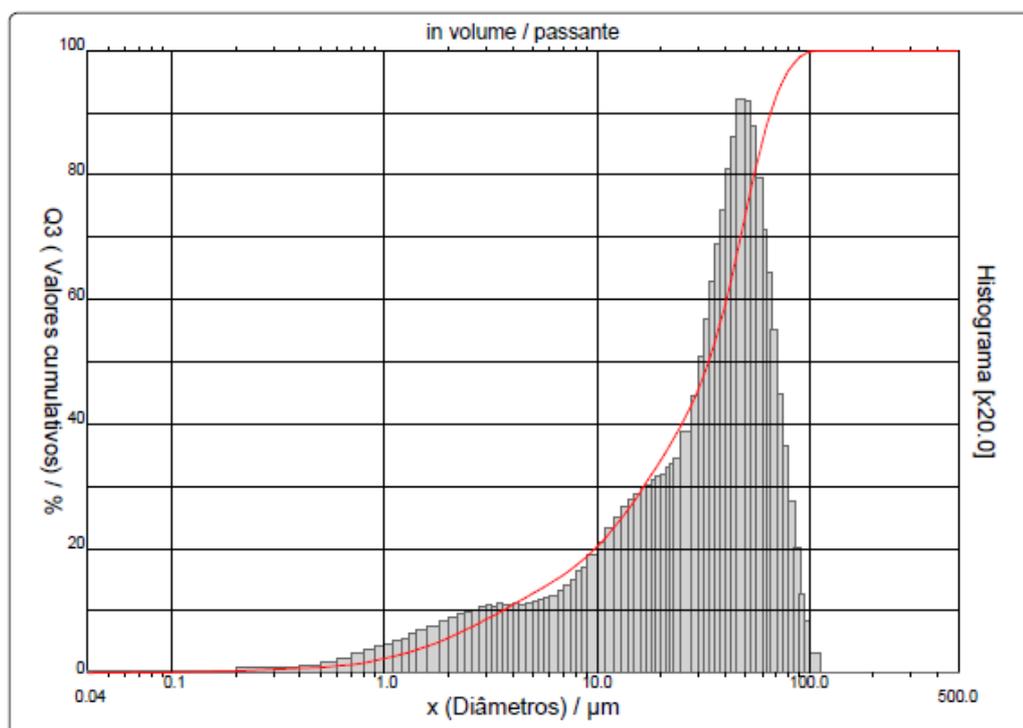
YOUNG, T.P.; CHASE, J.M.; HUDDLESTON, R.T. Community Succession and Assembly Comparing, Contrasting and Combining Paradigms in the Context of Ecological Restoration. **Ecological Restoration**, v. 19, p. 5-18, 2001.

ANEXO I – Análise granulométrica

Topsoil

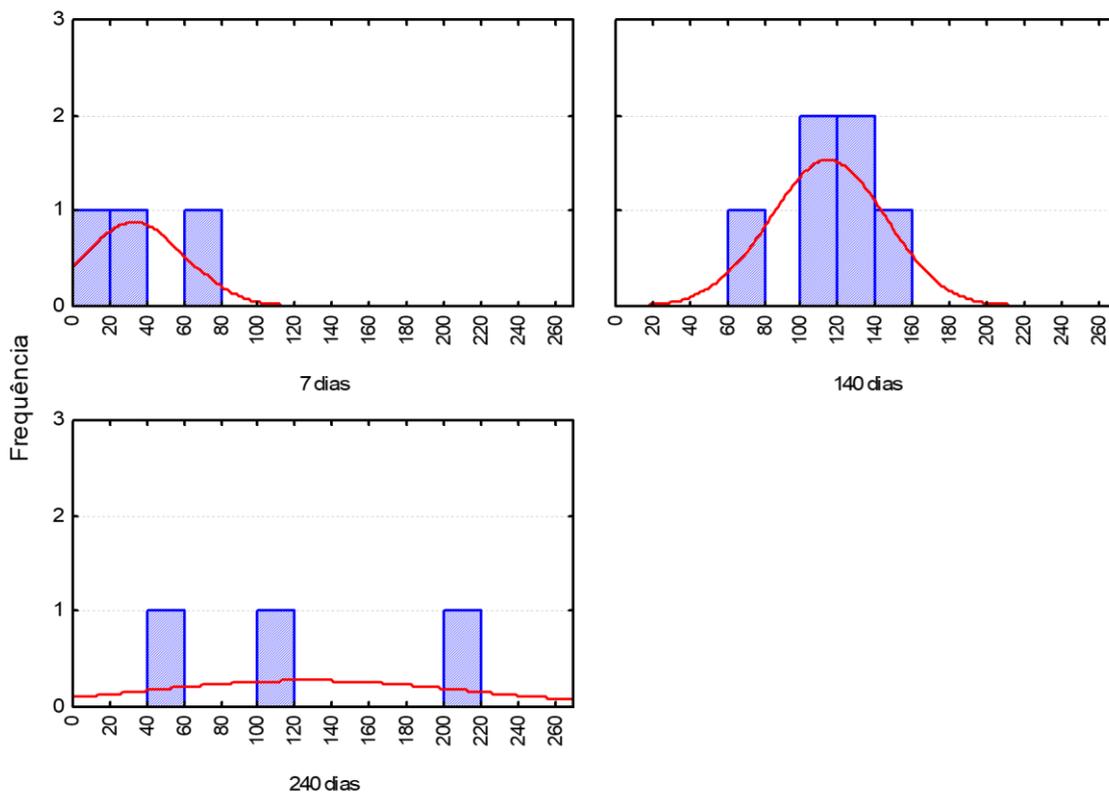


Rejeito

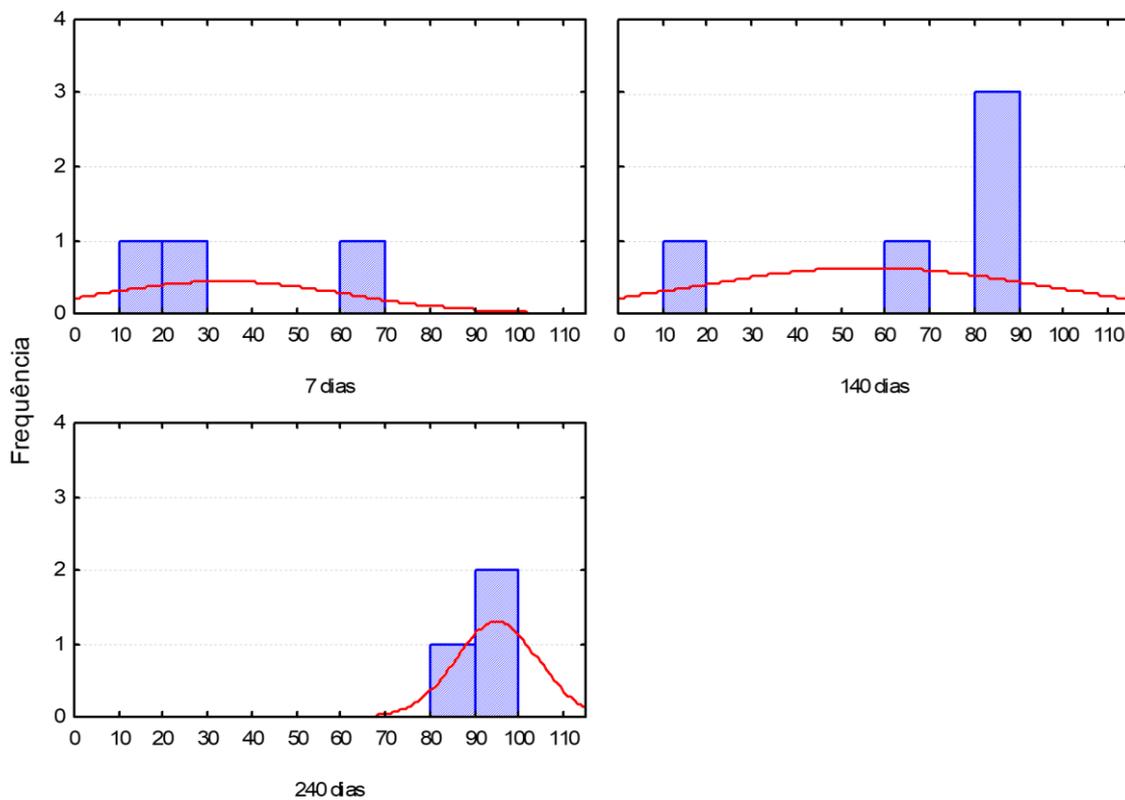


ANEXO II – Histogramas dos dados de CBM

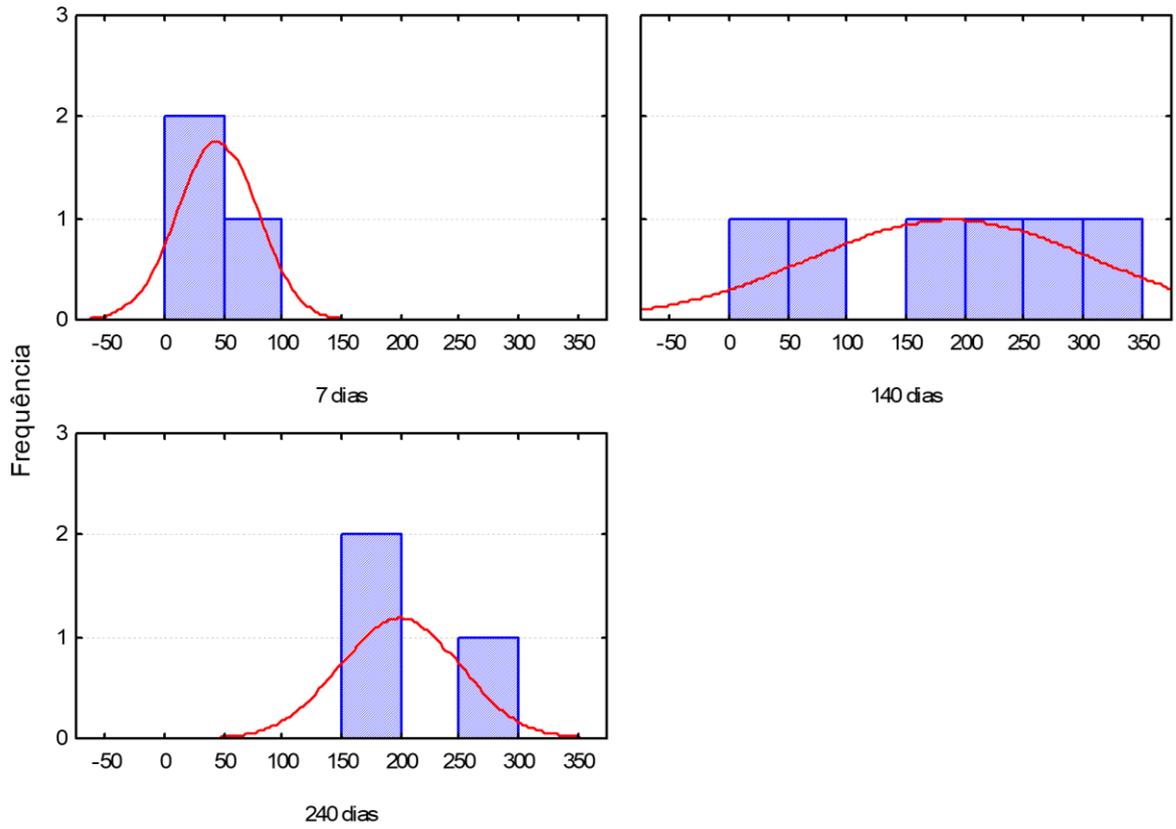
Histogramas M5% campo



Histograma M5% Laboratório



Histograma M 10% campo



Histograma M 10% Laboratório

