

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Relações nutricionais em habitats de campos rupestres

Daniel Nunes da Silva Júnior
Doctor Scientiae

VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024

DANIEL NUNES DA SILVA JÚNIOR

Relações nutricionais em habitats de campos rupestres

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

Orientador: Igor Rodrigues de Assis

Coorientador: Raphael B. Alves
Fernandes

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

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

T

S586r
2024
Silva Júnior, Daniel Nunes da, 1995-
Referências de nutrientes em solos e em espécies vegetais
nativas de campos rupestres / Daniel Nunes da Silva Júnior. –
Viçosa, MG, 2024.

1 tese eletrônica (123 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Igor Rodrigues de Assis.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2024.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.426>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Análise. 2. Plantas endêmicas. 3. Degradação
ambiental. 4. Sustentabilidade. I. Assis, Igor Rodrigues de,
1980-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de
Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 631.4

DANIEL NUNES DA SILVA JÚNIOR

Relações nutricionais em habitats de campos rupestres

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

APROVADA: 25 de abril de 2024.

Assentimento:

Daniel Nunes da Silva Júnior
Autor

Igor Rodrigues de Assis
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pelo autor em 25/06/2025 às 12:26:59 e pelo orientador em 25/06/2025 às 13:11:03. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **F5EK.WPUO.2AFJ** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

RESUMO

JÚNIOR, Daniel Nunes da Silva, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2024. **Relações nutricionais em habitats de campos rupestres**. Orientador: Igor Rodrigues de Assis. Coorientador: Raphael Braganca Alves Fernandes.

A preservação da biodiversidade é um grande desafio global. Os campos rupestres são ecossistemas associados a afloramentos de rochas e ocorrem sobre topos de montanhas. Esses ecossistemas abrigam uma vegetação marcada pela biodiversidade e endemismo, contudo, são ambientes ainda pouco estudados e fortemente ameaçados, por exemplo, pela mineração de ferro. Os objetivos com esse trabalho foram contribuir com a preservação e a recuperação ambiental de campos rupestres por meio do estudo de métodos de análises de solos, das características dos solos associados a diferentes habitats e da análise da estratégia de ciclagem bioquímica de nutrientes e elementos não essenciais por espécies de plantas de campos rupestres. Para isso, foram realizados três estudos em campos rupestres na Serra da Calçada, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Inicialmente, a área de estudo foi estratificada em função da litologia (substratos ferruginosos e quartzitos). Em seguida, o campo rupestre em cada litologia foi estratificado em três habitats mais representativos, a partir de informações disponíveis na literatura especializada, de conversas com pesquisadores e de excursões a campo. Para cada habitat foram demarcadas cinco parcelas de 100 m². Em cada parcela foram coletadas três amostras compostas de solo, totalizando 15 amostras compostas de solo para cada habitat. Amostras de folhas jovens e senescentes de dez espécies de plantas foram coletadas em áreas de canga ferruginosa. No primeiro estudo foi realizado um experimento em casa de vegetação para avaliar a disponibilidade de P, Ca e Mg nas amostras de solo coletadas em campo, utilizando o método biológico de Neubauer. Os teores de P, Ca e Mg no solo também foram determinados utilizando extratores químicos KCl 1 mol/L, Mehlich-1 e Mehlich-3, e diferentes métodos de dosagem. Os resultados foram submetidos a testes de médias e de correlação. No segundo estudo as amostras de solo foram caracterizadas física e quimicamente, com o objetivo de caracterizar os diferentes habitats a partir dos solos associados. Os resultados obtidos foram submetidos a testes de médias (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), análises de componentes principais e análise de variância multivariada permutacional ($p < 0,05$). No terceiro estudo as amostras de folhas foram analisadas quanto aos teores totais de nutrientes e elementos não essenciais. A partir dos resultados foi calculada a magnitude relativa da

ciclagem bioquímica para os diferentes elementos analisados, sendo o macronutriente Ca como elemento marcador. Os teores dos elementos nas folhas foram resumidos por estatística descritiva e os resultados para a magnitude relativa da ciclagem bioquímica foram submetidos a análise de cluster. De maneira geral, os resultados dos estudos mostraram que: os métodos químicos de análises de solos são adequados para estimar a disponibilidade de P, Ca e Mg nos solos de campos rupestres; os solos associados a diferentes habitats apresentam diferenças quanto às características físicas e químicas, o que implica em oportunidades para diferentes estratégias da vegetação, e; as estratégias de ciclagem e não ciclagem bioquímica estão presentes na vegetação, com discriminação entre as diferentes espécies e em função da abundância dos elementos no solo.

Palavras-chave: Métodos de análises de solos; Gradientes ambientais; Espécies endêmicas; Recuperação de áreas degradadas

ABSTRACT

JÚNIOR, Daniel Nunes da Silva, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2024. **Nutritional relationships in campos rupestres habitats**. Adviser: Igor Rodrigues de Assis. Co-adviser: Raphael Braganca Alves Fernandes.

The preservation of biodiversity is a major global challenge. Rupestrian grasslands are ecosystems associated with rock outcrops and occur on mountain tops. These ecosystems harbor vegetation characterized by high biodiversity and endemism; however, they remain understudied and are severely threatened by activities such as iron ore mining. The aim of this study was to contribute to the preservation and ecological restoration of rupestrian grasslands through the investigation of soil analysis methods, the characterization of soils associated with different habitats, and the evaluation of the biochemical cycling strategies of nutrients and non-essential elements by plant species typical of rupestrian grasslands. To achieve this, three studies were conducted in rupestrian grasslands located in the Serra da Calçada, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. Initially, the study area was stratified based on lithology (ferruginous and quartzite substrates). Subsequently, within each lithology, the rupestrian grassland was further stratified into three representative habitats, as identified through specialized literature, consultations with researchers, and field surveys. For each habitat, five plots of 100 m² were demarcated. In each plot, three composite soil samples were collected, totaling 15 composite soil samples per habitat. Young and senescent leaf samples from ten plant species were collected in areas with ferruginous substrates (canga). The first study involved a greenhouse experiment to assess the availability of P, Ca, and Mg in the field-collected soil samples using the Neubauer biological method. The concentrations of P, Ca, and Mg in the soil were also determined using chemical extractants (1 mol/L KCl, Mehlich-1, and Mehlich-3) and various quantification methods. The results were subjected to mean comparison tests and correlation analyses. In the second study, the soil samples were physically and chemically characterized to distinguish the different habitats based on their associated soils. The results were analyzed using mean comparison tests (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), principal component analysis, and permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA, $p < 0.05$). In the third study, the leaf samples were analyzed for total nutrient and non-essential element concentrations. Based on these results, the relative magnitude of biochemical cycling for the different elements was calculated, using calcium (Ca) as a reference

macronutrient. Element concentrations in leaves were summarized using descriptive statistics, and the results for the relative magnitude of biochemical cycling were analyzed by cluster analysis. Overall, the results demonstrated that: chemical soil analysis methods are suitable for estimating the availability of P, Ca, and Mg in rupestrian grassland soils; the soils associated with different habitats exhibit distinct physical and chemical characteristics, which provide opportunities for diverse vegetation strategies; and the strategies of biochemical cycling and non-cycling are present among the vegetation, with variation across species and in relation to the abundance of elements in the soil.

Keywords: Soil analysis methods; Environmental gradients; Endemic species; Restoration of degraded areas

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL	11
OBJETIVO GERAL	14
REVISÃO DE LITERATURA	14
PRIMEIRO CAPÍTULO.....	32
MÉTODOS QUÍMICOS E BIOLÓGICO PARA ESTIMAR OS TEORES DE P, Ca E Mg EM SOLOS DE CAMPOS RUPESTRES	32
INTRODUÇÃO	33
MATERIAL E MÉTODOS.....	35
Coleta e preparo das amostras de solo.....	35
Caracterização física e química das amostras de solos.....	36
Análises das amostras de solos	37
Método biológico para determinação dos teores de P, Ca e Mg no solo	40
Processamento dos dados e análises estatísticas	41
RESULTADOS	42
Capacidade preditiva dos métodos	42
Correlações entre os métodos de determinação para P, Ca e Mg no solo	43
Correlações entre os métodos químicos e o biológico	45
DISCUSSÃO	52
CONCLUSÕES	54
REFERÊNCIAS.....	55
SEGUNDO CAPÍTULO	58
GRADIENTES AMBIENTAIS DO SOLO E PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA EM DIFERENTES <i>HABITATS</i> EM CAMPOS RUPESTRES NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO.....	58
INTRODUÇÃO	59
MATERIAL E MÉTODOS.....	61

Local do estudo	61
Definição dos <i>habitats</i> e demarcação das parcelas	62
Coleta e preparo das amostras de solo.....	64
Caracterização física e mineralógica das amostras de solo.....	64
Caracterização química das amostras de solo.....	64
Fracionamento do C do solo	65
Coleta, preparo e análises das amostras de serapilheira.....	65
Análises estatísticas.....	66
RESULTADOS	67
Caracterização física e mineralógica do solo	67
Caracterização química.....	69
Níveis críticos	78
Fracionamento da matéria orgânica do solo	80
Produção e partição de biomassa da serapilheira dos capões florestais	81
Teores de nutrientes nas serapilheiras	82
DISCUSSÃO	85
CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS.....	89
TERCEIRO CAPÍTULO	94
CICLAGEM BIOQUÍMICA DE NUTRIENTES E DE ELEMENTOS NÃO ESSENCIAIS EM ESPÉCIES DE PLANTAS DE CAMPOS RUPESTRES.....	94
INTRODUÇÃO	94
MATERIAL E MÉTODOS	96
Local do estudo	96
Caracterização do solo.....	97
Seleção de espécies de plantas.....	99
Coleta, preparo e análises das amostras de plantas.....	100
Magnitude relativa da ciclagem bioquímica.....	101

Processamento de dados e análises estatísticas	102
RESULTADOS	103
Estado de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos nas folhas	103
Magnitude Relativa da Ciclagem Bioquímica	107
DISCUSSÃO	111
CONCLUSÕES	116
REFERÊNCIAS	117
CONSIDERAÇÕES FINAIS	121

INTRODUÇÃO GERAL

A preservação da biodiversidade é um grande desafio global. O aumento da população humana aumenta a pressão sobre os recursos naturais para suprir as demandas por alimentos, fibras, energia e minérios. Isso resulta em grande ameaça a flora e a fauna dos ecossistemas nativos, uma vez que a ação antrópica, frequentemente, resulta em drásticas transformações no ambiente, como é o caso da mineração.

Os campos rupestres (CRs) são ecossistemas fortemente ameaçados pelas ações humanas, como a urbanização descontrolada e a mineração. Os CRs são associações de plantas que se desenvolvem sobre topos de morros, normalmente associados a substratos metalíferos, ácidos e com baixos teores de nutrientes, notadamente P. Os CRs são ecossistemas reconhecidos por apresentar uma flora relictual endêmica fortemente adaptada as condições edafoclimáticas desses ambientes. Por isso, esses ambientes são referidos como de importância biológica extrema. Contudo, esses ecossistemas recobrem importantes reservas minerais de interesse mundial, como é o caso das reservas de minério de ferro do Quadrilátero Ferrífero (QFe), em Minas Gerais.

O QFe é uma área de cerca de XXX km² localizada na região centro-sul do estado de Minas Gerais e recebe esse nome em função do arranjo das montanhas que formam a região. O QFe é uma das mais importantes províncias minerais do mundo. A nível de Brasil, o QFe responde por XX da produção de minério de ferro bruto, representando XX % da produção nacional e XX em valor de produção. Atualmente, no QFe existem XX minas com Licença de Operação ativa e XX minas com Licença de Os CRs ocorrem disjuntos sobre as montanhas que formam o QFe em uma área de cerca de apenas XX %.

Dado o atual contexto de mudanças climáticas e aumento das populações humanas e animais, a pressão sobre ecossistemas naturais tem aumentado. Diante disso, a preservação e a recuperação da biodiversidade são grandes desafios. Esses desafios aumentam consideravelmente quando se tratam de ambientes complexos, biodiversos e endêmicos como os campos rupestres (CRs).

Campos rupestres são associações de plantas que ocorrem sobre afloramentos de rochas em cotas da paisagem acima de 900 m. Esses ecossistemas são caracterizados por apresentar um mosaico de fitofisionomias que ocorrem sobre afloramentos de rochas entremeadas por solos rasos, ácidos, com baixos teores de nutrientes (especialmente P, K, Ca, Mg) e elevados teores de elementos potencialmente tóxicos (Mourão and Stehmann, 2007; Jacobi et al., 2008; Negreiros et al., 2012; Messias et al., 2013; Schettini et al., 2018). Além da oligotrofia, as plantas dos CRs também precisam lidar com a baixa disponibilidade de água e com a alta radiação solar, características destes ambientes.

No estado de Minas Gerais (Brasil) os CRs ocorrem principalmente na região do Quadrilátero Ferrífero (QF), localizado na porção centro-sul do estado. A região do QF é a segunda maior produtora de minério no Brasil e uma das mais importantes do mundo, especialmente de minério de ferro. No ano de 2020 a região respondeu por cerca de 40,11 % da produção mineral do Brasil, equivalendo a R\$ 51.693.376.496 (DNPM, 2020). Atividades como a mineração resultam em alterações drásticas no ambiente, contribuindo para a supressão de ecossistemas. A redução de habitats está fortemente correlacionada com a redução da biodiversidade, pois resulta na constrição de especializações (Kruckeberg and Rabinowitz, 1985), e isso ameaça imediatamente a flora dos CRs.

Os CRs no QF se desenvolvem principalmente sobre solos derivados de itabílios dolomíticos e itabiritos de quartzo (Benites et al., 2003, 2007; Mourão and Stehmann, 2007). Esses materiais possuem diferentes composições química (quantidade e proporções entre os elementos químicos), o que resulta em solos com diferentes características nutricionais (Spier et al., 2003, 2007). Os itabiritos dolomíticos possuem Fe_2O_3 , CaO , MgO em mais de 98 % de sua composição, enquanto que mais de 98 % da composição de itabiritos de quartzo é de Fe_2O_3 e SiO_4 . Isso resulta em solos com baixos teores de nutrientes (especialmente P, K, Ca, Mg) e altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos no complexo de troca dos solos.

A combinação de fatores edáficos e climáticos mais o isolamento geográfico dos CRs resultou em ecossistemas com vegetação biobiodiversa, marcada pelo endemismo. Outra característica muito importante da vegetação dos CRs é o elevado índice de diversidade beta (β), ou seja, a baixa similaridade florística entre áreas de CRs. Isso se justifica em razão da grande diversidade de habitats presentes nesses ambientes (Kruckeberg and Rabinowitz, 1985; Messias et al., 2012) e é observado tanto para CRs em diferentes litologias e mesmo para CRs de litologias semelhantes. A vegetação dos CRs é fortemente condicionada pela variabilidade das condições do substratos (Mourão and Stehmann, 2007; Schettini et al., 2018) e, portanto, preservar a variabilidade das condições de substrato de crescimento é importante para preservação de diferentes condições de crescimento (Kruckeberg and Rabinowitz, 1985).

Diversos avanços foram alcançados no que se refere ao conhecimento da flora dos campos rupestres, especialmente nos aspectos da fitossociologia e da fitofisionomia (Messias et al., 2012; Carmo, F.F. & Jacobi, 2013; Schettini et al., 2018). Contudo, ainda existem questões relevantes não elucidadas sobre a relação da vegetação com as condições ambientais dos CRs. Apesar da grande importância ambiental, da fragilidade e da forte pressão a que os CRs estão sujeitos, esses ambientes ainda são bastante negligenciados e não possuem legislação própria. Nesse sentido, estudo sobre os solos e a vegetação dos CRs são importantes para lançar luz sobre as particularidades e fornecer informações para embasar legislações para proteção e recuperação desses ecossistemas.

Informações sobre os gradientes ambientais quanto a disponibilidade de recursos ambientais como água e nutrientes no solo (teores e variabilidade) e sua relação com as plantas podem auxiliar na formulação de critérios quantitativo (áreas mínimas) e qualitativos (características das áreas) de preservação. O conhecimento das faixas de concentrações de nutrientes nas plantas pode contribuir para identificar espécies com capacidades espécies de absorção de nutrientes (por exemplo, hiperacumuladoras) e identificar diferentes estratégias de sobrevivência. Além disso, conhecer as estratégias das plantas para lidar com as baixas concentrações de nutrientes e as altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos podem ser úteis para a seleção de espécies com potencial para a revegetação de substratos metalíferos ou para a recuperação de áreas com características específicas de substratos. Contudo, existe uma importante lacuna quanto ao conhecimento da

adequabilidade dos métodos de análises de solos comumente aplicados para conhecer características dos solos dos campos rupestres.

OBJETIVO GERAL

Contribuir com a preservação ambiental e a recuperação de campos rupestres degradados pela mineração por meio do estudo de métodos de análise de solos, da caracterização de solos em diferentes habitats e do estudo da estratégia da vegetação quanto a ciclagem bioquímica de nutrientes e de elementos não essenciais por espécies de plantas de campos rupestres no Quadrilátero Ferrífero.

REVISÃO DE LITERATURA

Os campos rupestres

O termo “campo rupestre” foi usado inicialmente por Joly (1970) para se referir a vegetação que se desenvolve sobre as montanhas em Minas Gerais. Esse termo também tem sido usado por outros pesquisadores para se referir à vegetação que se desenvolve sobre afloramentos de rochas sobre montanhas em outras regiões do Brasil (CONCEIÇÃO et al., 2015; GONÇALVES et al., 2011; SCHAEFER et al., 2017; ZAPPI et al., 2019). O termo “campo” faz referência a vegetação aberta dominada pelo estrato herbáceo, notadamente composto por gramíneas, com alguns elementos subarbustivos e arbustivos esparsos (ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; CARMO; JACOBI, 2013; CONCEIÇÃO et al., 2015; CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005; JACOBI; CARMO, 2008; MESSIAS et al., 2012, 2013, 2017; VIANA; LOMBARDI, 2007). O termo “rupestre” faz referência a presença de afloramentos de rochas de naturezas litológicas diversas (CARMO; JACOBI, 2013; CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; SPIER et al., 2007; VIANA; LOMBARDI, 2007).

Os campos rupestres no Brasil ocorrem principalmente em topos de montanhas na região norte (Pará) (SILVA; SECCO; LOBO, 1996; ZAPPI et al., 2019) e sudeste (Minas Gerais) (ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; FERNANDES-FILHO et al., 2022). Contudo, essa vegetação ocorre também em outras porções isoladas no estado da Bahia (CONCEIÇÃO et al., 2015) e em Goiás (NEVES et al., 2018). Comumente, esses ecossistemas podem ser encontrados em altitudes a partir de 900 m. A vegetação se desenvolve diretamente sobre as rochas ou associadas a solos rasos e arenosos.

Uma análise de 12 estudos fitossociológicos de campos rupestres em Minas Gerais e na Bahia (ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; BELO et al., 2013; CARMO; JACOBI, 2013; CONCEIÇÃO et al., 2015; CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; CONCEIÇÃO; PIRANI, 2007; GONÇALVES et al., 2011; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2012, 2017; MOURÃO; STEHMANN, 2007; VIANA; LOMBARDI, 2007) evidenciam algumas características desses ecossistemas. Nos 12 estudos fitossociológicos foram identificadas 122 famílias de plantas, com média de 30 famílias por estudo, variando de quatro famílias (BELO et al., 2013) até 107 famílias (MESSIAS et al., 2017) identificadas nos estudos. Das 122 famílias identificadas, apenas 13,1 % apareceram em 5 a 9 levantamentos e 36,1 % apareceram em 2 a 4 estudos. A maior parte das famílias (50,8 %) apareceu em apenas um estudo. As famílias mais comuns foram: Cyperaceae, Melastomataceae, Orchidaceae e Poaceae (9 estudos); Apocynaceae, Asteraceae e Bromeliaceae (8 estudos); Eriocaulaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae e Rubiaceae (7 estudos); Malpigiaceae e Myrtaceae (6 estudos); Bignoniaceae, Clusiaceae e Velloziaceae (5 estudos).

O grande número de famílias em poucos estudos considerados é um claro indicativo da grande biodiversidade de plantas dos campos rupestres. Além disso, o pequeno número de famílias comuns entre os levantamentos mostra a intensa variabilidade fitossociológica entre campos rupestres. Estudos mostram efeito marcante da sazonalidade dos CRs em aspectos fenológicos da vegetação dos CRs (BELO et al., 2013); padrões fitossociológicos e de biodiversidade influenciados pelas condições do meio abiótico (notadamente a configuração do substrato) (CONCEIÇÃO; PIRANI, 2007); baixa similaridade florística (1 a 7 %), ou seja, alta variabilidade florística entre campos rupestres disjuntos (MOURÃO; STEHMANN, 2007); efeitos negativos de áreas de garimpo sobre a composição florística de campos rupestres,

como a ocorrência de espécies ruderais (p.ex.: *Melinis minutiflora*, popularmente conhecido como capim gordura) em áreas próximas a garimpos (CONCEIÇÃO et al., 2015). Um fato de grande relevância, também observado nesses estudos, é a ocorrência de espécies raras e, ou ameaçadas de extinção (CNCFLORA, 2023; MESSIAS et al., 2017; MOURÃO; STEHMANN, 2007).

As espécies de plantas dos CRs apresentam uma série de adaptações fisiológicas, morfológicas e reprodutivas compatíveis com a colonização de ambientes xéricos e oligotróficos. Folhas coriáceas, suculentas, modificações de órgãos em estruturas de reservas, pilosidade densa nas folhas e nos caules, anatomia Kranz, gigantismo, nanismo são algumas das adaptações da vegetação dos CRs relatadas na literatura (JACOBI et al., 2007; PEÑALOZA-BOJACÁ et al., 2018; PORTO; SILVA, 1989; VIANA; LOMBARDI, 2007). Teores anômalos de Cu, Pb, Ni, Fe e Cr (Serra do Carajás/PA) e Mn, Fe e Cd (Quadrilátero Ferrífero/MG) foram observados na vegetação endêmica de CRs (PORTO; SILVA, 1989). Fatos como esses levam alguns pesquisadores a chamarem à flora dos CRs como uma flora relictual (BENITES et al., 2003; VIANA; LOMBARDI, 2007). Diferentes estratégias de exclusão e acumulação de para Al, Fe e Mn em 27 espécies de 17 famílias em campos rupestre ferruginoso (SCHETTINI et al., 2018). De maneira geral, as plantas apresentaram estratégia de exclusão para Al e Fe, e de acumulação para Mn. Nesse estudo, não foi identificada relação significativa entre os teores de Al, Fe e Mn no solo e nas folhas. Contudo, análise de componentes principais identificou grupos de espécies em função as concentrações dos elementos.

Fatores bióticos e abióticos que caracterizam os campos rupestres

A vegetação dos campos rupestres é referida como uma vegetação endêmica relictual singular (BENITES et al., 2001; CARMO; JACOBI, 2013; FERNANDES-FILHO et al., 2022; JACOBI et al., 2007). Isso se deve, em grande parte, as características abióticas dos ambientes onde essa vegetação se desenvolve. A vegetação dos campos rupestres se desenvolve diretamente sobre afloramentos rochosos e sobre solos associados aos afloramentos rochosos (JACOBI et al., 2007; JOLY, 1970; SILVA; SECCO; LOBO, 1996).

A vegetação dos campos rupestres pode se desenvolver sobre uma diversidade de substratos, que variam quanto a natureza (substratos ferruginosos e

não ferruginosos) (BENITES et al., 2007; SCHAEFER et al., 2017; SPIER et al., 2007) e quanto a configuração (substratos rochosos, solos mais ou menos pedregosos) (ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; JACOBI et al., 2007; SCHETTINI et al., 2018). Contudo, de maneira geral, os substratos sobre os quais a vegetação dos campos rupestres se desenvolve são ácidos, com baixos teores de nutrientes (notadamente P) e podem apresentar elevados teores de metais pesados (SCHAEFER et al., 2023; SCHETTINI et al., 2018; VINCENT; MEGURO, 2008). Em comum, essa vegetação ocorre associada a afloramentos rochosos, isolada sobre os topos de morros, comumente, em altitude a partir de 900 m (FERNANDES-FILHO et al., 2022).

Na Serra da Calçada, localizada na porção oeste do Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais, os campos rupestres ocorrem sobre afloramentos ferruginosos e quartzíticos e seus solos derivados (VIANA; LOMBARDI, 2007). Esses dois litotipos se distribuem entremeados ao longo da Serra da Calçada, inclusive com zonas de transição abruptas entre substratos de naturezas diferentes (ferruginosos e quartzitos) e diferentes configurações de substratos (rochas nuas, porções com material pedogenizado acumulado sobre rochas, solos litólicos). Esse padrão se reproduz em outras áreas de ocorrência de campos rupestres no Quadrilátero Ferrífero e influencia fortemente aspectos fitossociológicos e fitofisionômicos da vegetação (JACOBI et al., 2007; NEVES et al., 2018; SCHAEFER et al., 2017).

Joly (1970) aponta a escassez hídrica durante parte do ano como um aspecto básico que influenciou fortemente a vegetação dos campos rupestres. Isso justifica a presença característica de espécies da família Velloziaceae nos campos rupestres, uma vez que essa família de plantas é reconhecida por sua tolerância a dessecação (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2012).

A expressiva presença de rochas nuas, os solos ácidos, oligotróficos e arenosos, os altos níveis de metais, a sazonalidade climática intensa, a baixa disponibilidade hídrica, a intensa variabilidade de condições edáficas e fisiográficas e o isolamento geográfico são fatores abióticos que agem como filtros ambientais (WHITTAKER, 1954). Todas essas condições são responsáveis pelas características da vegetação dos campos rupestres, de elevados índices de diversidade alfa e beta, alto grau de endemismo, baixa similaridade florística (BELO et al., 2013; CARMO; JACOBI, 2013; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008).

A Figura 1 apresenta um esquema com algumas das principais características bióticas e abióticas que caracterizam os campos rupestres. O esquema foi concebido a partir de características observados em diversos estudos de caracterização florística e edáfica em campos rupestres em diferente regiões do Brasil (por exemplo CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2013; MORELLATO; SILVEIRA, 2018; VINCENT; MEGURO, 2008; ZAPPI et al., 2019).



Figura 1. Esquema representando as principais características abióticas que configuram os campos rupestres. Quanto as características abióticas, o esquema apresenta especialmente aspectos relacionados as características edáficas e fisiográficas, sem prejuízos do entendimento da relevância de outros aspectos abióticos (p. ex. o clima) para a formação das comunidades dos campos rupestres.

O esquema apresentado na Figura 1 implica em dois entendimentos importantes: (1) os campos rupestres são resultado da combinação de uma série de fatores abióticos, e; (2) a interação desses fatores no tempo e no espaço influencia a estruturação de comunidades ao longo dos campos rupestres, diferentes quanto a fitofisionomia e a fitossociologia (JACOBI et al., 2007; MESSIAS et al., 2013; MOURÃO; STEHMANN, 2007; NEVES; CONCEIÇÃO, 2010; VINCENT; MEGURO, 2008). A interação entre esses fatores influenciam diretamente a seleção de diferentes estratégias reprodutivas, por exemplo (BELO et al., 2013). Somado aos fatores

abióticos já mencionados, a idade de isolamento dos campos rupestres sobre as montanhas contribui sobremaneira para explicar o elevado grau de endemismo observado na vegetação desses ecossistemas (KRUCKEBERG; RABINOWITZ, 1985). Isso explica também a presença de uma flora relictual (CARMO; JACOBI, 2013) ou espécies paleoendêmicas (KRUCKEBERG; RABINOWITZ, 1985; MORELLATO; SILVEIRA, 2018).

Adaptações da vegetação dos campos rupestres

A flora dos campos rupestres apresenta diversas adaptações morfológicas e fisiológicas, compatíveis com a colonização de ambientes xéricos e distróficos (ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; BENITES et al., 2003; MOURÃO; STEHMANN, 2007; PORTO; SILVA, 1989; VIANA; LOMBARDI, 2007). Dentre as características da vegetação rupestre estão o baixo porte e o crescimento lento (baixa produção de biomassa, especialmente biomassa aérea). Ecótipos com nanismo ou gigantismo também são relatados (PORTO; SILVA, 1989), em resposta a ambientes com elevada disponibilidade de metais pesados no solos. Algumas plantas possuem estruturas subterrâneas de reserva que armazenam alguma quantidade de nutrientes e permitem as plantas sobreviver a eventos de fogo (espécies de plantas hemicriptófitas) (CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005, 2007). Outras características morfológicas como folhas coriáceas ou suculentas, presença de pilosidade densa nas folhas e ramos, e anatomia Kranz (espécies do grupo fotossintético C4) são observadas na flora dos campos rupestres. Estas adaptações foram no sentido de tolerar elevados níveis de metais pesados e a baixa disponibilidade de nutrientes nos solos, além da acidez e da escassez hídrica.

A diversidade de espécies resulta em diversidade de estratégias. Exemplo disso são os resultados observados para uma comunidade de arbustos endêmicos de Campos Rupestres na Serra do Cipó (*Syagrus glaucescens* – Arecaceae, *Mimosa foliolosa* – Fabaceae; *Diplusodon orbicularis* – Lythraceae; *Comolia sertularia* e *Microlicia tetrasticha* – Melastomataceae; *Coccoloba cereifera* – Polygonaceae) (BELO et al., 2013). Neste estudo foram observados quatro padrões de desenvolvimento distintos (estratégias fenológicas) para as seis espécies estudadas, conforme apresentado a seguir:

- i) floração, frutificação, dispersão anuais e sazonais na estação chuvosa, brotamento sazonal na estação chuvosa e senescência ausente ou não sazonal (*M. foliolosa* e *C. cereifera*);
- ii) floração na estação chuvosa, frutificação entre a estação chuvosa e seca, e dispersão na seca, brotamento e senescência o ano todo (*C. sertularia* e *M. tetrasticha*);
- iii) floração na estação seca, frutificação e dispersão na estação chuvosa, brotamento durante todo o ano e senescência ausente (*S. glaucescens*);
- iv) floração no final da estação chuvosa, frutificação e dispersão na seca, brotamento o ano todo e senescência na estação seca (*D. orbicularis*).

Estes padrões estão relacionados com a sazonalidade marcada e certamente está relacionado a repostas adaptativas ao caráter sazonal da disponibilidade de nutrientes – em função da sazonalidade climática – uma vez que envolve processos de produção de estruturas reprodutivas (que demanda nutrientes e água).

Um estudo realizado em um fragmento de campo rupestre ferruginoso na Área de Proteção Ambiental Cachoeira das Andorinhas (Ouro Preto) analisou a relação da concentração de Al, Fe e Mn no solo e nas folhas de 27 espécies de plantas nativas (17 famílias) (SCHETTINI et al., 2018). Os resultados desse estudo mostraram que existem diferentes capacidades de exclusão e acúmulo de Fe, Mn e Al. Esses pesquisadores indicam que isso implica em alta complexidade de funções ecológicas mediadas pela relação metal-plantas e que a estratégia de acúmulo de metais não parece ser dominante nos campos rupestres. Conforme discutido por Whittaker R H (1954) e Kruckeberg and Rabinowitz (1985) plantas que crescem em condições adversas não necessariamente requerem, mas, toleram determinadas condições. Isso pode explicar os resultados obtidos por Schettini et al. (2018) em que a estratégia de exclusão de elementos potencialmente tóxicos abundantes foi utilizada pelas plantas.

Um estudo clássico realizado em campos rupestres no Carajás (Pará) e no Quadrilátero Ferrífero foram encontrados teores anômalos de metais pesados nas folhas de espécies de plantas (PORTO; SILVA, 1989). Nos campos rupestres do Carajás foram observados teores foliares anômalos de Cu (7 espécies), Pb (5 espécies), Ni e Fe (3 espécies cada) e Cr (todas as espécies analisadas). Nos campos rupestres do Quadrilátero Ferrífero o estudo mostrou teores anômalos de Mn, Fe, Cd, Cu e Ni em folhas e inflorescências das plantas. Esses autores afirmam em solos com

altas concentrações de metais encontram-se táxons metalófilos (com altas concentrações de metais pesados nos tecidos). Nessas vegetações metalíficas comumente se observam ecótipos com nanismo ou gigantismo.

Os solos e o endemismo de plantas nos campos rupestres

O Brasil possui uma grande diversidade pedológica (13 classes de solos), explicada pela grande extensão territorial do país e pela sua localização geográfica no mundo. As principais classes de solos encontradas no país são os Latossolos, os Argissolos, os Nossolos (ocorrem em 31,61; 26,79 e 13,28 % do território do Brasil). Plintossolos (6,82 %), Cambissolos (5,43 %) e Gleissolos (4,6 %) também ocorrem em um percentual considerável do território do país. Por outro lado, os Chernossolos, os Vertissolos e os Organossolos são as classes que ocorrem com menor expressão (área de ocorrência 0,46; 0,21 e 0,03 % do território) (ANJOS et al., 2012).

Os solos são produto da alteração das rochas. As rochas são o substrato (material de origem) de formação dos solos e existe uma relação entre as características das rochas com as características dos solos. Contudo, a semelhança entre os solos e as rochas parentais são amenizadas a medida que o processo do intemperismo avança sobre a rocha e no perfil do solo. Uma equação relacionando os fatores de formação do solo foi proposta pelo pedólogo suíço Hans Jenny (1899- 1992) (Equação 1):

$$S = f (mo, r, o, c, t) \quad \text{(Equação 1)}$$

Em que S: solo; mo: material de origem; r: relevo; o: organismos vivos; t: tempo.

A sistematização dos fatores de formação do solo como proposto por Jenny foi um grande avanço, pois permite supor e inferir sobre a pedogênese em resposta as condições de formação dos solos. A rocha (mo) é um fator passivo de formação do solo que sofre ação dos fatores ativos (r, o, c) ao longo do tempo (t). Dada a diversidade de condições climáticas, de organismos vivos (plantas, animais e microrganismos) e de relevos, além das diferenças de tempo de exposição às condições atmosféricas das superfícies de intemperismo, os solos não são iguais na paisagem. Isso explica a ocorrência restrita de algumas classes de solos. Nesse

sentido, existe uma discussão recente sobre a ocorrência de endemismo pedológico, quer dizer, solos derivados de materiais de origem incomuns, sob influência de condições bióticas singulares, por exemplo, podem resultar em solos características específicas e únicas, sugerindo a ocorrência de solos endêmicos (MACHADO et al., 2017).

Estudos realizados em campos rupestres no Quadrilátero Ferrífero mostram que Organossolos, Cambissolos, Neossolo Litólicos, Espodossolos, Gleissolos são as classes de solos mais comuns nestes ambientes (BENITES et al., 2003; DIAS et al., 2003; MESSIAS et al., 2013). De maneira geral, essas classes correspondem a solos pouco profundos e de pouco desenvolvimento pedogenético, ou seja, guardam certa semelhança com o material do qual se originou. Os Organossolos são solos caracterizados pelo acúmulo de matéria orgânica. Os Cambissolos e os Neossolos Litólicos são solos minerais pouco evoluídos e, comumente, pouco profundos. Os Gleissolos representam solos com expressiva hidromorfia, destacando intensa redução de compostos de ferro. Os Espodossolos expressam intenso processo de eluviação de matéria orgânica e alumínio e acúmulo iluvial (SANTOS et al., 2018). Esses dados mostram que além de diversidade biótica, os CRs apresentam grande diversidade pedológica.

Nos campos rupestres a pedogênese é fortemente influenciada pelo processo de erosão. Fatores geológicos (tipo da rocha) e fatores estruturais (presença de falhas e, ou fraturas nas rochas) também influenciam a pedogênese nos campos rupestres (DIAS et al., 2003). Caracteristicamente, os solos dos campos rupestres são arenosos e pouco profundos, e isso implica em baixa capacidade de armazenar e disponibilizar água para as plantas. Teores de areia total entre 63,27 e 86 %, teores de silte entre 10 e 23 % e teores de argila entre 6 e 13 % foram observados em solos de campos rupestres no Quadrilátero Ferrífero (Benites et al., 2003; Messias et al., 2013; Silva Júnior 2020).

As condições pedológicas singulares dos campos rupestres influenciam amplamente a distribuição da vegetação, resultando em comunidades vegetais bastante singulares. A Figura 3 apresenta um esquema conceitual sobre como as características edáficas dos campos rupestres mais aspectos biológicos (KRUCKEBERG; RABINOWITZ, 1985) podem explicar o elevado grau de endemismo vegetal observado nos campos rupestres.

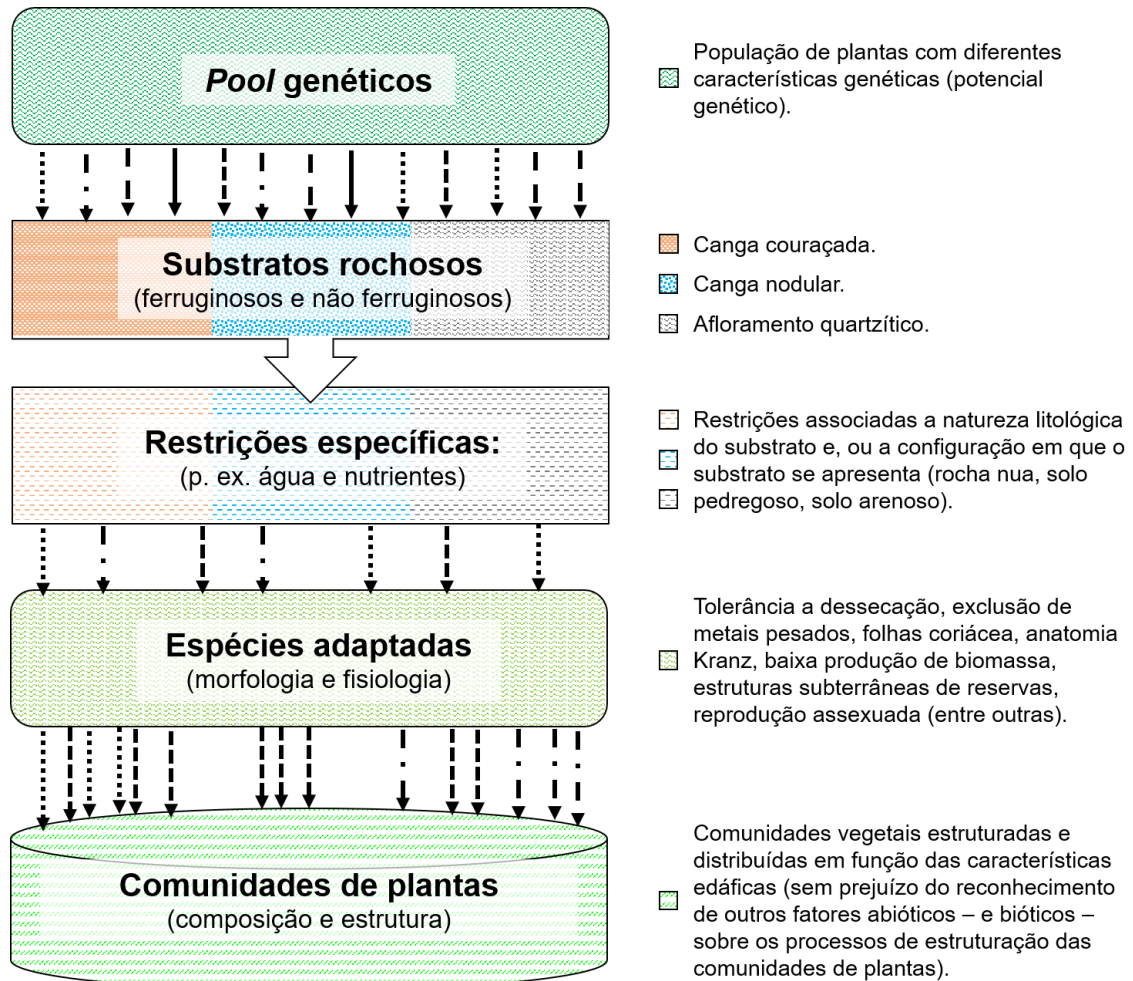


Figura 3. Diagrama representando a relação da diversidade de condições edáficas sobre a seleção de estratégias e a montagem das comunidades vegetais (estrutura e composição) dos campos rupestres. Os padrões de traço das setas representam diferentes estratégias presentes na vegetação. A distribuição dos diferentes padrões de tracejados de setas representam comunidades de plantas estruturadas a partir da seleção de diferentes estratégias.

Diante das pressões de seleção do ambiente, ou seja, das limitações impostas pelos filtros ambientais, o potencial genético é referido como o único árbitro por parte do organismo para o surgimento de endemias (KRUCKEBERG; RABINOWITZ, 1985). Além das pressões de seleção estabelecidas pelo ambiente, as relações entre as espécies de plantas são relevantes para a estruturação das comunidades. Kruckeberg e Rabinowitz (1985) argumentam que espécies endêmicas raramente ocorrem na natureza como populações isoladas, e que as comunidades estruturadas a partir da seleção ambiental podem ser tão singulares quanto as próprias endemias.

A mineração e a preservação dos campos rupestres

A mineração no Brasil se confunde com própria história do país. Isso é muito mais expressivo quando se considera o estado de Minas Gerais, que teve seu nome “Capitania de Minas Gerais” dado no século XVII, durante o Brasil Colônia, em função de sua notável riqueza mineral. À época, o principal mineral explorado era o ouro. Ao longo do tempo, a produção mineral foi sendo diversificada e se ampliando para praticamente todas as regiões do estado de Minas Gerais.

De acordo com dados do Anuário Mineral Brasileiro (ANM, 2023) as onze principais substâncias metálicas produzidas no Brasil foram (em ordem alfabética): alumínio, cobre, cromo, estanho, ferro, manganês, nióbio, níquel, ouro, vanádio e zinco. O valor da produção das 11 principais substâncias metálicas produzidas no Brasil foi de R\$ 312,9 bi, sendo os estados do Pará e Minas Gerais responsáveis por cerca de 88,1 % do valor da produção total. Somente em 2021 a mineração no Brasil movimentou R\$ 75,4 bi em exportações e outros R\$ 15,7 bi em importações.

Dentre essas substâncias, o ferro representa 80,1 % do total, caracterizando o minério de ferro como uma das principais *commodities* do Brasil. O estado de Minas Gerais é o maior produtor e beneficiador de minério de ferro do Brasil. No ano de 2021 o estado de MG produziu cerca de 363 Mt de minério de ferro bruto e cerca de 225 Mt de minério de ferro beneficiado (ANM, 2023). Esses valores representam cerca de 64 e 52 %, respectivamente, do total produzido no Brasil. A produção comercializada no ano de 2021 no estado de MG foi de R\$ 118.781.950.615,00, colocando o estado na imediata segunda posição nacional quanto ao valor comercializado (atrás somente do estado do Pará).

Esses dados não deixam dúvidas sobre a importância da mineração e, em especial, do minério de ferro para a economia brasileira. Porém, a mineração está associada a diversos impactos ambientais negativos. Um dos principais danos ambientais causados pela mineração é a descaracterização completa de ecossistemas e a fragmentação de *habitats* (YADA et al., 2015). Isso representa uma grande ameaça a biodiversidade de plantas e de animais, especialmente em ecossistemas frágeis como os campos rupestres (JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; MOURÃO; STEHMANN, 2007; SCHAEFER et al., 2017).

Agendas globais para preservação ambiental

Historicamente, a diversificação e a intensificação das atividades antrópicas causaram impactos ambientais negativos, tais como a descaracterização e descontinuação de *habitats*, redução da biodiversidade, perda da qualidade ambiental e mesmo a intensificação de mudanças climáticas. Até relativamente pouco tempo atrás esses impactos negativos eram desconhecidos ou negligenciados. Contudo, nas últimas décadas, algumas iniciativas globais foram propostas com o objetivo de mitigar os efeitos negativos das ações humanas sobre a natureza e o meio ambiente, muito a partir de alertas de cientistas de diversas áreas em todas as regiões do mundo. Um exemplo disso é a preocupação com a degradação dos solos, muito intensificada a partir da década de 1960. Na década de 1990 cientistas alertaram para os riscos envolvidos na degradação cada vez mais intensa e extensa dos solos em todo o mundo. Como consequência, o termo “qualidade do solo” foi proposto (DORAN; PARKIN, 1994), alertando para a intrínseca relação entre degradação da qualidade do solo com a redução ou perda de serviços ambientais (ARAÚJO et al., 2012; LAL, 2016; VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). A perda da diversidade global é outra consequência negativa das ações antrópicas, influenciada pela intensa alteração dos *habitats* em todo o mundo.

A Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu uma série de metas globais referidas como Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Os ODS envolvem a luta contra a pobreza e a fome e a proteção climática e ao meio ambiente. Os ODS 12 fala sobre o “consumo e a produção sustentáveis”, e apresenta como uma de suas metas “12.2 até 2030, alcançar a gestão sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais”. Esse é um desafio de grande importância quando considerado o crescimento das populações humanas e animais e o consequente aumento das demandas por alimentos, fibras e energia, que são providos pela exploração dos recursos naturais como água, solos, biomassas e minérios.

O ODS número 15 refere-se a “vida terrestre” e que tem como um dos seus objetivos específicos “15.4 Até 2030, assegurar a conservação dos ecossistemas de montanha, incluindo a sua biodiversidade [...]” e “15.5 Tomar medidas urgentes e significativas para reduzir a degradação de habitat naturais, deter a perda de biodiversidade [...]”. Essas metas tornam-se desafios muito relevante diante do cenário de aumento das demandas populacionais, que aumentam sobremaneira a pressão antrópica sobre os ecossistemas naturais e manejados. No caso dos ecossistemas de montanhas o desafio torna-se ainda maior quando considerado o

cenário iminente de mudanças do clima. A vegetação das montanhas está adaptada as condições climáticas das montanhas e tem possibilidade de migração vertical limitada

Outros desafios globais como erradicação da pobreza (ODS 1), fome zero e agricultura sustentável (ODS 2), saúde e bem estar (ODS 3), água potável e saneamento (ODS 6), energia limpa e acessível (ODS 7), cidades e comunidades sustentáveis (ODS 11), ação contra a mudança climática global (ODS 13) e vida na água (ODS 14) estão direta ou indiretamente relacionados com a sustentabilidade e proteção dos ecossistemas, uma vez que

Um diagrama de flechas ilustrando as relações entre o paradoxo entre a exploração de recursos minerais e a preservação ambiental com os objetivos do desenvolvimento sustentável estabelecidos pela ONU é apresentado na Figura 2. A espessura da seta representa a intensidade da relação entre o consumo sustentável (ODS 12) ou a vida terrestre (ODS 15) com outros ODS. As setas mais espessas indicam relações mais intensas, enquanto as setas menos espessas indicam relações menos intensas. Relações entre o objetivo de consumo e produção sustentáveis (ODS 12) e a preservação da vida terrestre (ODS 15) com outros ODS podem ser facilmente verificados. Por exemplo, o consumo e produção sustentáveis de alimentos são importantes para a preservação da biodiversidade terrestre (ODS 15) e para prover alimentos (ODS 2) e energia (ODS 7). A produção sustentável é uma importante ferramenta para a garantia de água potável (ODS 6) e mitigação das mudanças climáticas (ODS 13), por exemplo, por meio de sistemas de produção que mantem ou incrementem a saúde do solo (LAL, 2004, 2016).

Por sua vez, a preservação da vida terrestre é fundamental para a manutenção de inúmeros serviços ecossistêmicos como a produção de alimentos em quantidade e qualidade (ODS 2), produção de energias limpas (ODS 7), mitigação das mudanças do clima (ODS 13), fundamentais para a garantia da saúde e bem-estar das populações humanas (ODS 3).

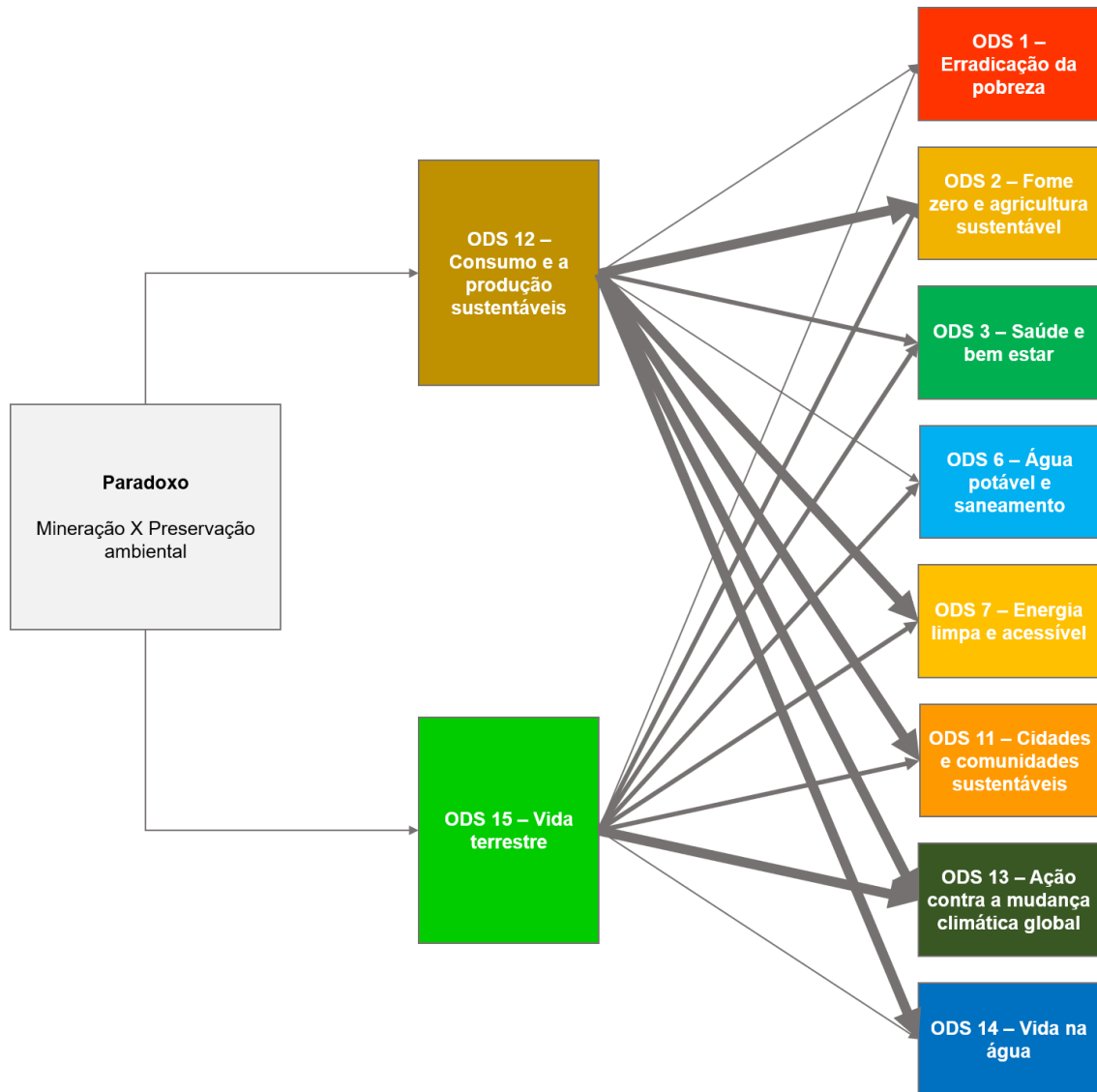


Figura 2. Diagrama de flechas representando as relações entre o paradoxo entre a mineração e a preservação ambiental com os objetivos dos desenvolvimentos sustentáveis (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU). A espessura das setas ligando os ODS12 e 15 aos demais ODS representam um entendimento sobre a intensidade da relação entre os ODS, sendo que as setas mais espessas indicam relações mais intensas e as setas menos espessas indicam as relações menos intensas. Não obstante a intensidade das relações, o entendimento e a preservação das relações entre os ODS são fundamentais para a alcançar os diferentes objetivos.

A ONU declarou o período entre 2021 a 2030 como a década das Nações Unidas para a restauração de ecossistemas. Essa iniciativa foi lançada diante da intensa degradação dos ecossistemas em todo o mundo, e tem como objetivo impulsionar a restauração de ecossistemas ao redor de todo o mundo. Dentre as iniciativas propostas para alcançar esse objetivo, a ONU incentiva o estudo científico

dos ecossistemas ao redor de todo o mundo, para levantar informações que fomentem os trabalhos de preservação e restauração dos ecossistemas. Nesse sentido, os campos rupestres são ecossistemas cruciais, pois, mesmo diante de sua grande relevância biológica e grande ameaça, ainda são ambientes pouco estudados. Por outro lado, as informações científicas disponíveis dão conta da grande complexidade e da fragilidade desses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

ANJOS, L. H. C. DOS et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. In: KER, J. C. et al. (Eds.). . **Pedologia: fundamentos**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. p. 304–340.

ANM. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas (ano base 2021)** Brasília Agência Nacional de Mineração, , 2023.

ARAÚJO, E. A. DE et al. Qualidade do solo : conceitos, indicadores e avaliação. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 5, n. 1, p. 187–196, 2012.

ATAÍDE, E. S.; CASTRO, P. DE T. A.; FERNANDES, G. W. Florística e Caracterização de Uma Área de Campo Ferruginoso no Complexo Minerário Alegria, Serra de Antônio Pereira, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil. **Revista Arvore**, v. 35, n. 6, p. 1265–1275, 2011.

BELO, R. M. et al. Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de campo rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 817–828, dez. 2013.

BENITES, V. DE M. et al. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente**, v. 10, p. 76–85, 2003.

BENITES, V. M. et al. Caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos sob Campos de Altitude no parque estadual da Serra do Brigadeiro (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 661–674, 2001.

BENITES, V. M. et al. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 569–577, dez. 2007.

CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero , Minas Gerais : caracterização e contexto fitogeográfico. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 527–541, set. 2013.

CNCFLORA. **Centro Nacional de Conservação da Flora**. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/>>. Acesso em: 11 fev. 2023.

CONCEIÇÃO, A. A. et al. Vegetação endêmica e espécie invasora em campos rupestres de áreas garimpadas. **Rodriguesia**, v. 66, n. 3, p. 675–683, 1 jul. 2015.

CONCEIÇÃO, A. A.; GIULIETTI, A. M.; MEIRELLES, S. T. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 335–347, 2007.

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**, v. 23, n. 1, p. 85, 3 jun. 2005.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R. Diversity of four sites on “campos rupestres” in the Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: Different compositions but similar richness. **Rodriguesia**, v. 58, n. 1, p. 193–206, 1 jan. 2007.

DIAS, H. C. T. et al. Caracterização de solos altimontanos em dois transectos no Parque Estadual do Ibitipoca (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 469–481, jun. 2003.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, 1994. p. 1–20.

FERNANDES-FILHO, E. I. et al. The unique and endangered Campo Rupestre vegetation and protected areas in the Iron Quadrangle, Minas Gerais, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 66, n. April 2021, 2022.

GONÇALVES, C. N. et al. Recorrência dos Incêndios e Fitossociologia da Vegetação em Áreas com Diferentes Regimes de Queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p. 161–179, 2011.

JACOBI, C. M. et al. Plant communities on ironstone outcrops: A diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2185–2200, 2007.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1–2, p. 25–33, 2008.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO; VINCENT, R. DE C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345–353, 2008.

JOLY, A. B. Os Campos Rupestres. In: **Conheça a vegetação brasileira**. 1. ed. São Paulo: Editada da Universidade de São Paulo, 1970. p. 121–136.

KRUCKEBERG, A. R.; RABINOWITZ, D. Biological aspects of endemism in higher plants. **Annual review of ecology and systematics**. Vol. 16, v. 16, n. 1985, p. 447–479, 1985.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. v. 304, n. June, p. 1623–1628, 2004.

LAL, R. **Soil health and carbon management** *Food and Energy Security* Wiley-Blackwell Publishing Ltd, , 1 nov. 2016.

MACHADO, M. D. R. et al. Endemismo Pedológico e os Solos da Ilha da Trindade – Atlântico Sul, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 11, n. spe, p. 238, 2017.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 66, n. 3, p. 675–683, 1 jul. 2012.

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

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Phanerogamic flora and vegetation of Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 20160236, 30 jan. 2017.

MORELLATO, L. P. C.; SILVEIRA, F. A. O. Plant life in campo rupestre: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. **Flora**, v. 238, n. 2018, p. 1–10, 2018.

MOURÃO, A.; STEHMANN, J. R. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 4, p. 775–786, 2007.

NEVES, D. M. et al. Lack of floristic identity in campos rupestres—A hyperdiverse mosaic of rocky montane savannas in South America. **Flora**, v. 238, p. 24–31, 1 jan. 2018.

NEVES, S. P. S.; CONCEIÇÃO, A. A. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 697–707, 2010.

PEÑALOZA-BOJACÁ, G. F. et al. Bryophytes on Brazilian ironstone outcrops: Diversity, environmental filtering, and conservation implications. **Flora**, v. 238, p. 162–174, 1 jan. 2018.

PORTO, M. L.; SILVA, M. F. F. DA. Tipos de vegetação metalófila em áreas da serra de Carajás e de Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, n. 2, p. 13–21, 1989.

SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Viçosa: Embrapa, 2018.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Geoambientes, solos e estoques de carbono na Serra Sul de Carajás, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 11, n. 1, p. 85–101, 2017.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Soils of Campos Rupestres (Rupestrian Grasslands) of the Old Brazilian Mountain Ranges. In: [s.l.] Springer, Cham, 2023. p. 343–362.

SCHETTINI, A. T. et al. Exploring Al, Mn and Fe phytoextraction in 27 ferruginous

rocky outcrops plant species. **Flora**, v. 238, p. 175–182, 1 jan. 2018.

SILVA, M. F. F. DA; SECCO, R. DE S.; LOBO, M. DA G. A. Aspectos Ecológicos Da Vegetação Rupestre Da Serra Dos Carajás, Estado Do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 26, n. 1–2, p. 17–44, 1996.

SPIER, C. et al. Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Precambrian Research**, v. 152, n. 3–4, p. 170–206, 20 jan. 2007.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. An overview of soil quality. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743–755, 2009.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 157–177, 2007.

VINCENT, R. D. C.; MEGURO, M. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botanica**, v. 31, n. 3, p. 377–388, 2008.

WHITTAKER, R. H. The Ecology of Serpentine Soils. **Ecology**, v. 35, n. 2, p. 258–288, 1954.

YADA, M. M. et al. Atributos químicos e bioquímicos em solos degradados por mineração de estanho e em fase de recuperação em ecossistema Amazônico. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 3, p. 714–724, 2015.

ZAPPI, C. et al. Plotting a future for Amazonian canga vegetation in a campo rupestre context. **PLoS ONE**, v. 14, n. 8, 2019.

PRIMEIRO CAPÍTULO

MÉTODOS QUÍMICOS E BIOLÓGICO PARA ESTIMAR OS TEORES DE P, Ca E Mg EM SOLOS DE CAMPOS RUPESTRES

RESUMO: Nos laboratórios de análises de solos no Brasil as soluções KCl 1 mol/L e Mehlich-1 são amplamente utilizadas para obter extratos de solos. Técnicas alternativas como o uso da solução Mehlich-3 como extrator e a espectrofotometria de emissão óptica têm demonstrados resultados positivos, possibilitando avanços como a dosagem multielementar e menores limites de detecção. Contudo, os estudos com métodos de análises de solos são focados em solos de ecossistemas produtivos. Logo, as análises de solos de ecossistemas naturais como os campos rupestres são realizadas seguindo os métodos de análises de solos agrícolas. Diante disso, os objetivos com esse trabalho foram (1) comparar métodos tradicionais e alternativos para a determinação de P, Ca e Mg e (2) comparar os métodos químicos com o método biológico para determinação de P, Ca e Mg em solos de campos rupestres. Amostras de solos foram coletadas em seis habitats ao longo da Serra da Calçada, Brumadinho-MG. Uma amostra de *topsoil* de campos rupestre ferruginoso e duas amostras de horizonte B de dois Latossolos também foram utilizadas no estudo, totalizando oito amostras compostas de solos. Depois de devidamente preparadas as amostras de solo foram analisadas para determinar os teores de P, Ca e Mg por métodos Mehlich-1, Mehlich-3 e KCl 1 mol/L. Um experimento para estimar a disponibilidade de P, Ca e Mg no solo pelo método biológico de Neubauer foi montado, utilizando as amostras de solos previamente analisadas. Os resultados foram submetidos a teste de médias e análises de correlação ($p < 0,05$). De maneira geral, a capacidade preditiva para Ca e Mg no solo pelo método padrão é semelhante e fortemente correlacionada com os métodos alternativos testados, e todos apresentam correlações com o método biológico. Os métodos químicos estudados apresentam diferentes capacidades preditivas para P, porém foram fortemente correlacionados, mas não apresentaram correlações com o método biológico.

Palavras-chave: Análises de solo, monitoramento ambiental, Mehlich-1, Mehlich-3, ICP-OES, espectrofotometria.

INTRODUÇÃO

As soluções KCl 1 mol/L e Mehlich-1 (Me1) são amplamente utilizadas para obter extratos de solos nos laboratórios de análises de solos no Brasil (EMBRAPA, 2017). Nos extratos obtidos com KCl 1 mol/L podem ser determinados os teores trocáveis dos macronutrientes Ca e Mg, além do teor de Al trocável (NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008). A solução Me1 é amplamente utilizada para extrair P disponível dos solos (BORTOLON; GIANELLO, 2008; EMBRAPA, 2017; GATIBONI; KAMINSKI; SANTOS, 2005; MUMBACH et al., 2018). Comumente, os teores de Ca e Mg nos extratos de KCl 1 mol/L são dosados por Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA), e os teores de P são dosados por Espectrofotometria de Absorção Molecular (EAM) (EMBRAPA, 2017). Contudo, alguns métodos alternativos têm sido estudados para a determinação dos teores de nutrientes em solo, buscando maior agilidade e menores custos. Nesse sentido, o extrator Mehlich-3 (MEHLICH, 1984) foi desenvolvido como uma evolução do extrator Me1, com o objetivo de ser um extrator multielementar universal, ou seja, extrair diversos nutrientes (P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn, Mn) em uma ampla gama de solos.

Sims (1989) avaliou o extrator Mehlich-3 para a determinação dos teores de P, Ca, Mg (além de K, Mn, Cu e Zn) em solos da Planície Costeira Atlântica no Delaware; Alva (1993) avaliou o extrator Me3 para determinar os teores de P, K, Ca e Mg em solos da Flórida. No Brasil, Bortolon e Gianello (2008) avaliaram o extrator Me3 para determinar P em solos da região Sul; Milagres et al. (2007) avaliaram as soluções extratoras Me1, Me3 e DTPA-TEA e diferentes técnicas de dosagem na determinação de Fe, Mn, Cu e Zn em solos de Minas Gerais e da Bahia. Genericamente, esses trabalhos mostram que os extratores Me1 e Me3 possuem diferentes capacidades preditivas, mas altas correlações entre os resultados obtidos, e que técnicas de dosagem como a Espectrofotometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES) apresentam vantagens como dosagem multielementar simultânea e menores limites de detecção (MILAGRES et al., 2007; MILIĆEVIĆ et al., 2017; MUMBACH et al., 2018).

Os estudos sobre os métodos para estimar a disponibilidade de nutrientes no solo interessam especialmente quando se cuida da caracterização da fertilidade do solo para recomendação de corretivos e fertilizantes, com interesse na resposta das

culturas agrícolas a adição de nutrientes no solo (BORGES; COUTINHO, 2004; MANTOVANI et al., 2004; MENEZES et al., 2010). Porém, conhecer a fertilidade do solo ao longo de ecossistemas nativos é muito importante, por exemplo, para conhecer gradientes ambientais (MACHADO et al., 2017; SCHAEFER et al., 2017), compreender aspectos da relação solo-vegetação (NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008; VINCENT; MEGURO, 2008), impactos das atividades antrópicas sobre as características do solo (NEGREIROS et al., 2012) e estudar estratégias da vegetação (SCHETTINI et al., 2018). Essas informações são extremamente relevantes para a gestão ambiental e para traçar estratégias de preservação e, a recuperação de ecossistemas ameaçados como os campos rupestres (CRs).

Os CRs são ecossistemas que se desenvolvem sobre afloramentos rochosos nos topos de montanhas (JOLY, 1970; MESSIAS et al., 2012; ZAPPI et al., 2019). Esses ecossistemas abrigam uma flora fortemente marcada pelo endemismo (BELO et al., 2013; MESSIAS et al., 2017; VIANA; LOMBARDI, 2007), controlada por fatores edáficos e climáticos (CONCEIÇÃO et al., 2015; MESSIAS et al., 2013; VINCENT; MEGURO, 2008). Em Minas Gerais os CRs estão concentrados na região do Quadrilátero Ferrífero (QFe), uma das mais importantes províncias minerais do mundo (ANM, 2023; FERNANDES-FILHO et al., 2022). Por isso, os CRs no QFe são ecossistemas imediatamente ameaçados pelo avanço da mineração, mas são ambientes ainda pouco estudados. Inexistem trabalhos que investiguem a adequabilidade dos métodos de análises de solos comumente utilizados no Brasil para estimar a disponibilidade de nutrientes nos solos dos CRs. Mesmo assim, estudos de caracterização dos solos dos CRs se valem dos métodos tradicionalmente utilizados para obter informações sobre a disponibilidade de nutrientes nos solos desses ecossistemas, com diversos objetivos (NEGREIROS et al., 2012; NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008; OLIVEIRA et al., 2021; SCHETTINI et al., 2018; VINCENT; MEGURO, 2008). Esse fato geral algumas incertezas sobre os resultados obtidos, inclusive por métodos diferentes, e podem comprometer as iniciativas de preservação e recuperação de CRs degradados pela mineração.

Diante disso, os objetivos com este trabalho foram (1) avaliar métodos químicos de determinação de P, Ca e Mg no solo em comparação com o método biológico de Neubauer; (2) comparar métodos alternativos com métodos tradicionais de determinação de P, Ca e Mg em solo, quanto a capacidade preditiva e as correlações

entre os métodos, e; (3) propor equações de conversão entre diferentes métodos para estimativa dos teores de P, Ca e Mg em solos de campos rupestres.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostras de solo

As amostras de solo utilizadas nesse estudo foram coletadas em áreas de CRs sobre a Serra da Calçada, Brumadinho-MG. Na Serra da Calçada os CRs ocorrem sobre afloramentos de rochas ferruginosas (itabiritos dolomíticos) e rochas quartzíticas (itabirito de quartzo). No local, esses dois litotipos e seus solos derivados ocorrem entremeados ao longo da paisagem.

Os itabiritos dolomíticos e os itabiritos de quartzo são rochas quimicamente pobres, mas que apresentam importantes diferenças em sua composição química, notadamente quanto a proporção entre os componentes químicos (SPIER et al., 2007; SPIER; OLIVEIRA; ROSIÈRE, 2003). Contudo, de maneira geral, os solos dos CRs são genericamente oligotróficos – notadamente quanto aos teores de P, Ca e Mg – e podem apresentar elevados teores de metais pesados (NEGREIROS et al., 2012; SCHAEFER et al., 2023; SCHETTINI et al., 2018).

Coleta e preparo das amostras de solo

Para amostragem do solo foi adotada a estratégia de estratificação do ambiente em função da litologia, ou seja, solos derivados de itabiritos dolomíticos (referido como Campo Rupestre Ferruginoso – CRF) e itabirito de quartzo (referido como Campo Rupestre Quartzítico – CRQ). Em cada litologia (CRF e CRQ) foram estabelecidos três habitats mais representativos, definidos com base em estudos edáficos e fitossociológicos em CRs no QFe (JACOBI et al., 2007; VIANA e LOMBARDI, 2007; CARMO e JACOBI, 2013; FERNANDES-FILHO et al., 2022). Características abióticas (pedregosidade, profundidade e continuidade do solo, presença de serapilheira) e bióticas (notadamente a estrutura da vegetação) foram consideradas para estratificação dos ambientes. Assim, foram definidos seis ambientes para coleta de

amostras. Essa estratégia foi adotada para obter maior variabilidade das características entre as amostras de solo.

Para cada ambiente de coleta foram delimitadas cinco parcelas de 100 m² (10 m x 10 m). Em cada parcela foram coletadas três amostras compostas de solo, cada uma formada a partir de cinco amostras simples coletadas aleatoriamente ao longo da parcela na profundidade de 0-5 cm, totalizando 15 amostras compostas para cada habitat do CRF e do CRQ. As amostras de solo foram armazenadas em sacolas plásticas e transportadas para o laboratório.

As amostras de solo foram secas ao ar e passadas em malha de 2 mm para obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) (EMBRAPA, 2017). Depois de seca, de cada uma das 15 amostras compostas coletadas para cada habitat foi retirada uma alíquota de 200 g de TFSA que foram misturadas para obter uma amostra composta para cada habitat.

Também foram utilizadas mais três amostras de solo: uma amostra oriunda de um *topsoil* de CRF coletado em Nova Lima (≈ 6 km da Serra da Calçada), uma amostra de horizonte B de um Latossolo coletada em Viçosa (MG) e uma amostra de horizonte B de um Latossolo coletada em Sete Lagoas (MG). Essas amostras foram utilizadas com o objetivo de obter maior variabilidade das características do solo, notadamente variabilidade textural.

Caracterização física e química das amostras de solos

As caracterizações física e química das amostras de solo foram realizadas no Laboratório de Rotina do DPS/UFV, e os resultados estão apresentados na Tabela 1. Dentre as amostras de solos utilizadas neste estudo o percentual de areia grossa variou entre 8-50 %, areia fina 3-22 %, silte 8-32 % argila 18-81 %. O pH do solo variou entre 4,3-5,0, a acidez potencial 2,6-15,6 cmol_c/kg, a CTC efetiva 1,1-8,6 cmol_c/kg, a CTC total 30-20,5 cmol_c/kg a concentração de P-rem 14,1-54,4 mg/L.

Tabela 1. Caracterização física e química das amostras de solos utilizadas no estudo.

Amostra	Análise textural				pH H ₂ O	COT	H+Al	t	T	Prem
	AG	AF	Silte	Argila						
	kg/kg					g/kg	cmol _c /kg			mg/L
Solo1	0,495	0,054	0,186	0,265	4,55	7,37	9,32	2,94	10,92	39,07
Solo2	0,375	0,170	0,173	0,282	4,45	5,07	9,43	3,67	11,80	43,76
Solo3	0,336	0,083	0,259	0,322	4,29	9,51	14,87	5,67	17,83	54,35
Solo4	0,197	0,169	0,324	0,310	4,98	7,27	7,40	4,82	10,30	43,61
Solo5	0,398	0,219	0,201	0,181	4,50	5,08	7,79	4,83	10,23	48,27
Solo6	0,293	0,077	0,209	0,421	4,61	9,31	15,60	8,61	20,51	14,11
Solo7	0,08	0,03	0,08	0,81	4,76	-	10,60	3,40	12,60	14,20
Solo8	0,217	0,169	0,142	0,472	4,44	-	2,6	1,12	2,95	21,5

AG: Areia grossa; AF: Areia fina; COT: teor de Carbono orgânico total; H+Al Acidez potencial; t: CTC efetiva; T: CTC potencial; Prem: Concentração de fósforo remanescente.

Análises das amostras de solos

Nas amostras de solo foram analisados os teores de P, Ca e Mg por diferentes métodos de determinação. Os métodos estabelecidos como padrão foram os indicados no Manual de Métodos de Análises de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017), visto que são amplamente empregados nos laboratórios de análises de solos no Brasil. Um resumo das soluções utilizadas na fase de extração mais as técnicas de dosagem utilizadas nos métodos padrão e alternativos para determinação de P, Ca e Mg no solo é apresentado no Quadro 1.

O método padrão para determinação dos teores de Ca e Mg foi a solução KCl 1 mol/L na fase de extração e a dosagem feita por Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA). Na fase de extração foram colocados em um Erlenmeyer de 125 mL uma massa de 10,00 g de FTSA mais 100 mL da solução KCl 1 mol/L. Essa suspensão foi agitada em agitador circular horizontal durante 5 min a 200 rpm, e deixada em repouso durante 16 h. Em seguida, foi filtrada em papel filtro lento. Para dosagem, uma alíquota de 0,5 mL do extrato obtida foi transferida para um tubo Falcon de 15 mL contendo 10 mL de solução de solução de SrCl₂ com 1.680 mg/L de Sr. Os tubos foram agitados manualmente e levados para análise em um Espectrofotômetro de Absorção Atômica marca Varian SpectrAA modelo 220FS.

Os métodos alternativos para a determinação de Ca e Mg foram as soluções Me1 ou Me3 na fase de extração e a dosagem por meio da técnica de

Espectrofotometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP). Assim como no método padrão, a relação solo extrator 1:10 foi mantida nos métodos alternativos, porém com massas e volumes diferentes do método padrão. Na extração com Me1 foram adicionados em Erlenmeyer de 125 mL 5,00 g de TFSA mais 50 mL da solução Me1, e na extração com Me3 foi adicionado no Erlenmeyer de 125 mL 2,500 g de TFSA mais 25 mL da solução extratora Me3. Nos dois casos, as suspensões foram agitadas em agitador circular horizontal durante 5 min a 200 rpm, e deixada em repouso durante 16 h. Em seguida, foi filtrada em papel filtro lento. A dosagem foi realizada diretamente nos extratos em um ICP da marca Perkin Elmer modelo Optima 8300 DV.

O método padrão para a determinação dos teores de P disponível no solo foi solução Me1 na fase de extração e dosagem por Espectrofotometria de Absorção Molecular (EAM). Nesse método 5,00 g de TFSA mais 50 mL de solução Me1 foram adicionados um Erlenmeyer de 125 mL. A suspensão foi agitada em agitador circular horizontal durante 5 min a 200 rpm, e deixada em repouso durante 16 h. Em seguida, foi filtrada em papel filtro lento. Alíquotas de 5 mL do extrato filtrado mais 5 mL de reagente de trabalho foram transferidas para um Becker de 50 mL. A solução foi deixada em repouso durante 30 min para desenvolvimento da cor. Em seguida, as soluções de leitura foram analisadas em um espectrofotômetro da marca biospectro e modelo SP-22.

Os métodos alternativos para determinação dos teores de P disponível no solo foram três. No primeiro, foi usada a solução Me3 na fase de extração com dosagem feita por EAM; no segundo e no terceiro foram usadas as soluções Me1 e Me3 na fase de extração, respectivamente, com dosagem feita por ICP. Os procedimentos de extração (massas de TFSA e volume do extrator, agitação, repouso, filtragem) foram exatamente os mesmos apresentados anteriormente para extração de Ca e Mg por Me1 e Me3. Importante observar que o mesmo extrato obtido com Me1 ou Me3 foi utilizado para dosagem no EAM e no ICP.

Quadro 1. Métodos padrão^{1/} e métodos alternativos^{2/} de determinação dos teores de P, Ca e Mg em solos

Nutrientes	Método padrão		Método alternativo	
	Extração	Dosagem	Extração	Dosagem
P	Me1	EAM	Me3	EAM
			Me1	ICP
			Me3	ICP
Ca	KCl	EAA	Me1	ICP
Mg			Me3	ICP

^{1/}Como método padrão foram adotados aqueles estabelecidos no Manual de Análises de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 2017); ^{2/}Como métodos alternativos foram estabelecidos aqueles compostos pelo uso de soluções extratoras e técnicas de dosagem já estudados e aplicados para análise de solos em outros contextos, por exemplo, em solos de ecossistemas agrícolas ou florestais, mas que ainda não são amplamente difundidos; Me1: Solução Mehlich-1; Me3: Solução Mehlich-3; KCl: Solução de KCl 1 mol/L; EAM: Espectrofotometria de Absorção Molecular; EAA: Espectrofotometria de Absorção Atômica.

A solução de KCl 1 mol/L extrai o Ca e Mg (além do Al) por meio do mecanismo de troca. O cátion K^+ desloca os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} do complexo de troca em função do efeito de massa. A solução Me1 também é referida como solução duplo-ácida, pois é composta por dois ácidos fortes diluídos (H_2SO_4 0,0125 mol/L + HCl 0,05 mol/L). Em função do seu baixo pH (em torno de 1,2), Me1 extrai os nutrientes por meio do mecanismo de dissolução ácida de minerais mal cristalizados. O Me1 extrai preferencialmente P de fosfatos de Ca, e uma porção do P de fosfatos de Fe e Al; o ânion SO_4^{2-} desloca o P fracamente adsorvido nos óxidos de Fe e Al (SILVA et al., 2009). A solução Me3 (CH_3COOH 0,2 mol/L + NH_4NO_3 0,25 mol/L + NH_4F 0,015 mol/L + HNO_3 0,013 mol/L + EDTA 0,001 mol/L; pH 2,5). também é referida como solução ácida complexante, pois além do mecanismo de dissolução ácida pelo HNO_3 , possui um agente quelatizante (EDTA).

O princípio da EAA está na medição da absorção por átomos gasosos no estado fundamental de energia eletromagnética emitida por uma fonte. No espectrofotômetro a energia liberada pelos átomos excitados emite luz (sinal) em comprimento de onda (λ) específico. Este sinal eletrônico é captado pelo detector e convertido em concentração do analito, a partir da calibração do aparelho.

Método biológico para determinação dos teores de P, Ca e Mg no solo

O método de Neubauer é um método biológico que permite estimar a disponibilidade de determinados nutrientes no solo. Esse método consiste em fazer crescer uma grande população de plantas em uma pequena massa de solo, de modo que toda a massa de solo seja explorada pelo sistema radicular das plantas.

O experimento consistiu de um fatorial simples, conduzido em delineamento de blocos casualizados, com quatro repetições. Os tratamentos consistiram dos solos coletados nos ecossistemas dos CRs e do *topsoil* de CRF, das duas amostras de horizontes B de Latossolos e de um tratamento controle (areia lavada), totalizando 10 amostras de solos.

Para montagem do experimento foram utilizados vasos de plástico de cor preta com capacidade para 0,6 L. Em cada vaso foi adicionada uma mistura de 200 g de areia lavada mais 100 g de solo; sobre esta mistura foi uniformemente distribuída uma camada 100 g de areia lavada, sobre a qual foram adicionadas 100 sementes de arroz (*Oryza sativa*). Finalmente, uma camada de 50 g de areia lavada foi uniformemente distribuída sobre as sementes (Figura 1).

A contagem do período do experimento (19 dias) começou a partir do dia em que pelo menos um vaso de todos os tratamentos continha pelo menos uma plântula emergida. Durante o período experimental a umidade do solo dos vasos foi mantida a 70 % da capacidade de campo, estimada como umidade no potencial mátrico de -10 KPa, com o controle da umidade feito por meio da pesagem de cada unidade experimental. A reposição da umidade foi feita duas vezes ao dia (pela manhã e pela tarde), com água deionizada.

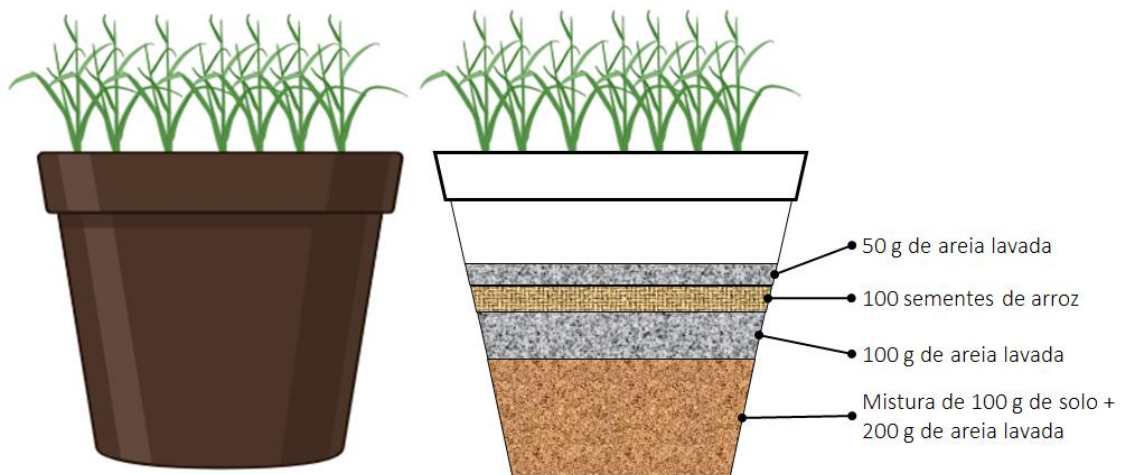


Figura 1. Esquema de montagem dos vasos dos tratamentos (diferentes solos). Para os vasos do tratamento controle (sem solo) foram adicionados mais 100 g de areia lavada.

Ao final do período experimental foi medida a altura da parte aérea das plantas de arroz (cm) em três pontos aleatórios de cada vaso, com auxílio de uma régua. A média das três alturas tomadas em cada vaso foi considerada como a altura das plantas do vaso. Em seguida, foram cortadas as plantas na altura do solo dos vasos e as amostras foram pesadas, para determinar a massa de matéria fresca (*mMF*). As amostras de planta foram levadas para secar em estufa de circulação e renovação forçada de ar a 65 ° C durante 72 h. Depois, as amostras foram pesadas para determinar a massa de matéria seca (*mMS*).

As amostras secas foram trituradas em micro moinho de facas e submetidas ao processo de digestão nitroperclórica. Nos extratos, foram determinados os teores totais de P, Ca e Mg por ICP. O conteúdo de P, Ca e Mg na parte aérea foi determinado a partir da multiplicação do teor de cada nutriente pela *mMS*.

Processamento dos dados e análises estatísticas

Os resultados para os teores de P, Ca e Mg no solo estimados pelos diferentes métodos e os dados biométricos e de teor e conteúdo de nutrientes nas plantas foram submetidos aos testes de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (Bartlett) para avaliar as pressuposições da estatística paramétrica ($p < 0,05$). As

variáveis que não atenderam as pressuposições foram transformadas pelos métodos Box-Cox ou raiz cúbica.

Os resultados para os teores de P, Ca e Mg estimados pelos métodos padrões e pelos respectivos métodos alternativos foram submetidos a análise de variância, comparando sempre o método padrão e um método alternativo ($p < 0,05$), para avaliar as diferenças na capacidade preditiva entre os métodos padrão e alternativos e, também, comparando métodos alternativos entre si. Em seguida, foram analisadas as correlações entre os métodos padrões de determinação de P, Ca ou Mg no solo com os respectivos métodos alternativos ($p < 0,05$). A correlação entre os teores de P, Ca e Mg estimado pelos métodos químicos (padrão e alternativos) foram submetidos a análise de correlação com os resultados biométricos, de teor e de conteúdo de P, Ca e Mg nas plantas de arroz ($p < 0,05$).

RESULTADOS

Capacidade preditiva dos métodos

A média para o teor de Ca no solo determinado pelos métodos alternativos Me1-ICP ou Me3-ICP foi semelhante à média do teor de Ca no solo determinado pelo método padrão KCl-EAA ($p < 0,05$). O mesmo resultado foi observado para o teor de Mg no solo (Tabela 2). A média do teor de P no solo determinado pelo método padrão Me1-EAM foi menor do que a média do teor de P no solo determinado pelos métodos alternativos Me1-ICP ou Me3-ICP, e menor do que o teor de P no solo determinado pelo método Me3-EAM.

O teor de P no solo determinado por Me1-ICP e Me3-ICP foi cerca de 239 e 375 % maior do que o teor de P no solo determinado por Me1-EAM, respectivamente. O teor de P no solo determinado por Me1-EAM foi cerca de 219 % maior do que o teor de P no solo determinado pelo método Me3-EAM. O teor de P no solo determinado pelo método Me3-ICP foi cerca de 157 % maior do que o teor de P no solo determinado por Me1-ICP.

Tabela 2. Teores médios e resultados do teste t para Ca, Mg e P no solo obtidos por diferentes métodos de extração e dosagem

Método	Ca	Mg	Método	P
	— cmol _c /kg —			mg/kg
KCl-EAA	0,67 ^{ns}	0,22 ^{ns}	Me1-EAM	2,14 ^a
Me1-ICP	0,66 ^{ns}	0,24 ^{ns}	Me3-EAM	0,98 ^b
KCl-EAA	0,67 ^{ns}	0,22 ^{ns}	Me1-EAM	2,14 ^b
Me3-ICP	0,45 ^{ns}	0,24 ^{ns}	Me1-ICP	5,12 ^a
Me1-ICP	0,66 ^{ns}	0,24 ^{ns}	Me1-EAM	2,14 ^b
Me3-ICP	0,45 ^{ns}	0,24 ^{ns}	Me3-ICP	8,03 ^a
			Me1-ICP	5,12 ^b
			Me3-ICP	8,03 ^a
			Me3-EAM	0,68 ^b
			Me3-ICP	8,03 ^a

KCl-EAA: Solução KCl 1 mol/L na fase de extração e dosagem por Espectrometria de Absorção Atômica; Me1-EAM: Solução Mehlich-1 na fase de extração e dosagem por Espectrometria de Absorção Atômica; Me1-ICP: Solução Mehlich-1 na fase de extração e dosagem por Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado; Me3-EAM: Solução Mehlich-3 na fase de extração e dosagem por Espectrometria de Absorção Atômica; Me3-ICP: Solução Mehlich-1 na fase de extração e dosagem por Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado. Letras diferentes nas linhas indicam que as médias são diferentes entre si pelo teste t ($p < 0,05$); ^{ns}: indica diferença não significativa.

Correlações entre os métodos de determinação para P, Ca e Mg no solo

As correlações lineares entre os teores de Ca ou Mg no solo obtidos pelo método KCl-EAA e os métodos Me1-ICP ou Me3-ICP foram significativas ($p < 0,01$), com coeficientes de correlação variando entre 0,88 e 0,98 (Figura 2). Correlações significativas também foram observadas entre os teores de P Me1-EAM e P Me3-EAM, P Me1-EAM e P Me1-ICP e entre P Me1-EAM e P Me3-ICP ($p < 0,01$), com coeficientes de correlação variando entre 0,85 e 0,98 (Figura 3).

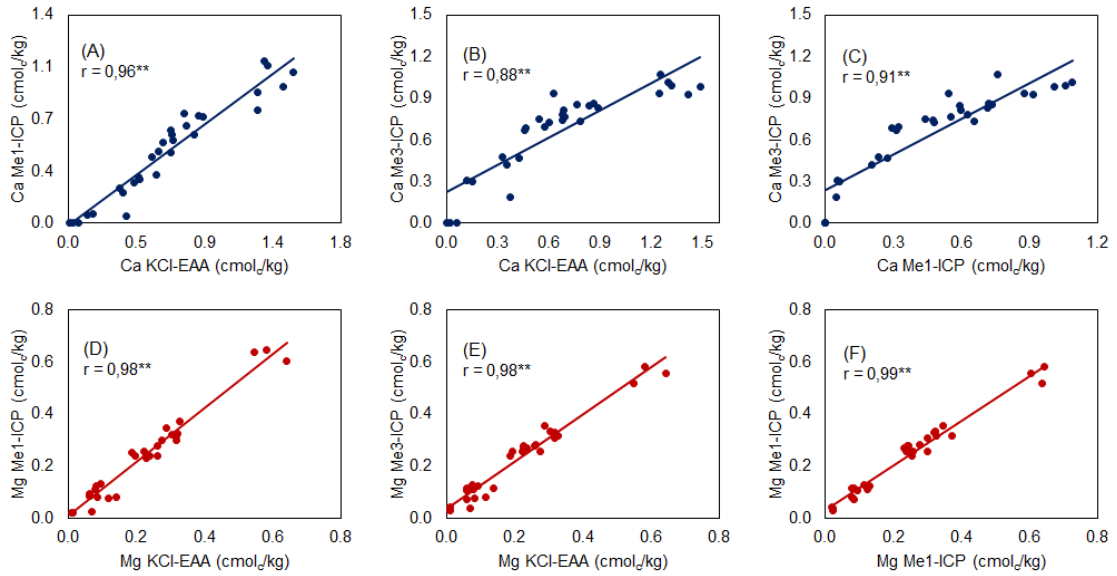


Figura 2. Gráficos de correlação de Pearson entre os teores de Ca ou Mg no solo determinados por diferentes métodos de extração e dosagem. KCl-EAA: KCl 1 mol/L na fase de extração e Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) na fase de dosagem; Me1-ICP: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP) na fase de dosagem; Me3-ICP: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado na fase de dosagem. ** indica correlação significativa ($p < 0,01$).

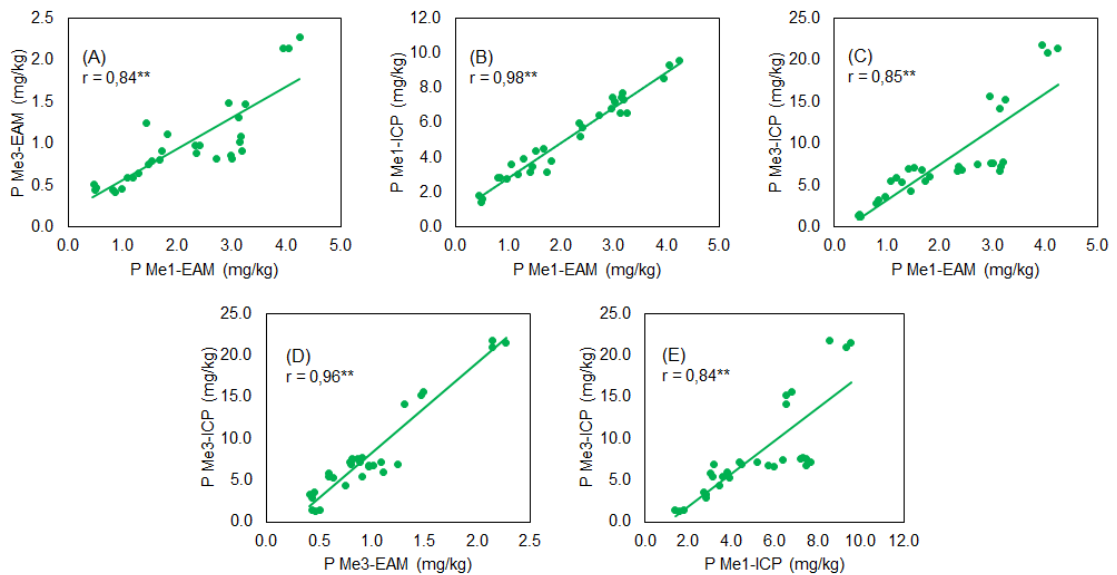


Figura 3. Gráficos de correlação de Pearson entre os teores de P no solo determinados por diferentes métodos de extração e dosagem. Me1-EAM: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Absorção Molecular (EAM) na fase de dosagem; Me3-EAM: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Absorção Molecular na fase de dosagem; Mehlich-1 na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP) na fase de dosagem; Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria

de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado na fase de dosagem. ** indica correlação significativa ($p < 0,01$).

Na Tabela 3 são apresentadas as equações de conversão entre os métodos padrões e os métodos alternativos para determinação de P, Ca e Mg no solo e os coeficientes de correlação. As equações de conversão entre métodos alternativos para determinação de P, Ca e Mg e os respectivos valores de coeficiente de correlação também são apresentadas.

Tabela 3. Equações de conversão e coeficiente de correlação (r) entre métodos padrões e métodos alternativos para determinação dos teores de P, Ca ou Mg no solo de Campos Rupestres.

Nutriente	Equação	R ²
Ca	KCl-EAA = 0,7558 * Me1-ICP - 0,0158	0,93
Ca	KCl-EAA = 0,6533 * Me3-ICP + 0,2228	0,77
Ca	Me1-ICP = 0,8588 * Me3-ICP + 0,2392	0,82
Mg	KCl-EAA = 1,0327 * Me1-ICP + 0,0103	0,96
Mg	KCl-EAA = 0,9 * Me3-ICP + 0,0381	0,96
Mg	Me1-ICP = 0,8607 * Me3-ICP + 0,0317	0,97
P	Me1-EAM = 2,0349 * Me3-EAM + 0,7797	0,70
P	Me1-EAM = 10,779 * Me1-ICP - 2,4938	0,96
P	Me1-EAM = 1,9643 * Me3-ICP - 2,0344	0,72
P	Me1-ICP = 0,3732 * Me3-ICP + 0,1798	0,91
P	Me3-EAM = 4,2494 * Me3-ICP - 1,0412	0,66

KCl-EAA: KCl 1 mol/L na fase de extração e Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) na fase de dosagem; Me1-ICP: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP) na fase de dosagem; Me3-ICP: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado na fase de dosagem; Me1-EAM: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Absorção Molecular (EAM) na fase de dosagem; Me3-EAM: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Absorção Molecular na fase de dosagem. ** indica correlação significativa ($p < 0,01$).

Correlações entre os métodos químicos e o biológico

Aos 21 dias após a emergência, entre os diferentes solos, a altura da parte aérea variou entre 8,6-14,9 cm; a produção de biomassa fresca e seca variou entre 2,5-4,8 e 0,7-1,3 g, respectivamente; os teores totais de P, Ca e Mg variaram entre

2,3-4,5; 1,6-4 e 2,3-2,8 g/kg, respectivamente; e os conteúdos de P, Ca e Mg variaram entre 1,6-3,4; 27-4,4 e 1,9-3,6 g, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4. Médias (n = 4) para as variáveis biométricas (altura e produção de biomassa) e para os teores e conteúdos de P, Ca e Mg em plantas de arroz cultivadas em diferentes solos pelo método de Neubauer

Trat	h	mMF	mMS	ttP	ttCa	ttMg	cP	cCa	cMg
	cm	g		g/kg			g		
T1	11,3	3,2	0,9	3,6	2,2	2,7	2,5	3,3	2,0
T2	12,4	4,1	1,1	3,1	2,2	2,8	3,2	3,5	2,4
T3	14,5	4,3	1,2	2,8	1,9	2,8	3,4	3,3	2,2
T4	12,4	3,4	0,9	2,9	2,1	2,3	2,1	2,7	1,9
T5	12,2	3,4	0,9	3,5	2,6	2,8	2,5	3,2	2,4
T6	14,9	4,8	1,3	2,3	1,6	2,3	2,9	2,9	2,0
T7	12,2	4,2	1,1	3,0	2,3	2,6	2,8	3,3	2,6
T8	11,2	3,3	0,9	4,3	4,0	2,7	2,5	3,9	3,6
T9	11,5	3,4	1,0	4,3	2,9	2,8	2,9	4,4	3,0
T10	8,6	2,5	0,7	4,5	3,3	2,3	1,6	3,3	2,3

Trat: Tratamentos; T1: solo da canga couraçada; T2: solo da canga fragmentada; T3: solo do capão florestal no campo rupestre ferruginoso; T4: solo quartzítico litólico; T5: solo associado a afloramento de rocha quartzítica; T6: solo do capão florestal no campo rupestre quartzítico; T7 *topsoil* de campo rupestre ferruginoso; T8: solo controle (Latosolo) – Tiro de Guerra Viçosa; T9: solo controle (Latosolo) – Sete Lagoas; T10: areia lavada; h: Altura da parte aérea, mMF: Massa de matéria fresca da parte aérea; mMS: Massa de matéria seca da parte aérea; ttP: Teor total de P na parte aérea; ttCa: Teor total de Ca na parte aérea; ttMg: Teor total de Mg na parte aérea; cP: Conteúdo de P na parte aérea; cCa: Conteúdo de Ca na parte aérea; cMg: Conteúdo de Mg na parte aérea.

As correlações entre a altura da parte aérea das plantas de arroz e os teores de P no solo estimados pelos métodos Me1-EAM ($r = 0,38$) e Me1-ICP ($r = 0,46$) foram significativas ($p < 0,01$; Figura 4). As correlações entre a altura da parte aérea e os teores de P estimado pelos métodos Me3-EAM e Me3-ICP não foram significativas. A produção de biomassa fresca e seca, o teor e o conteúdo de P nas plantas de arroz não apresentaram correlação com o teor de P no solo estimado por nenhum dos métodos avaliados neste estudo.

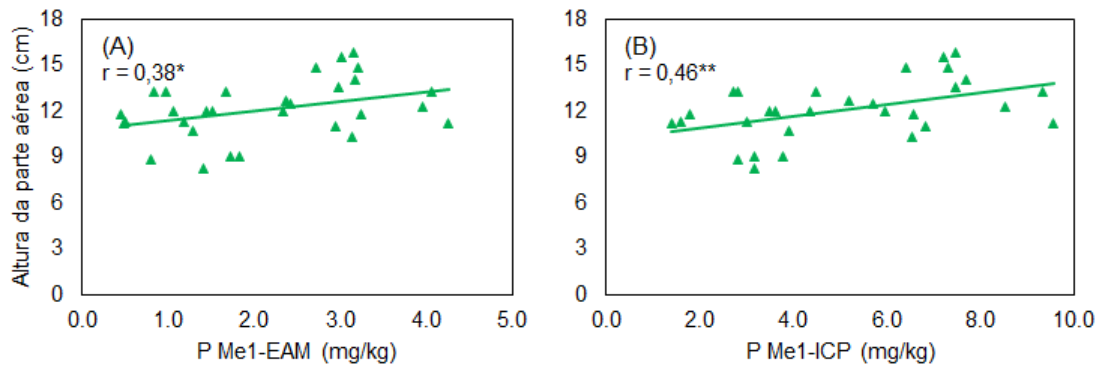


Figura 4. Gráficos de correlação entre (A) o teor de P no solo extraído com Mehlich-1 e dosado por Espectrofotometria de Absorção Molecular (Me1-EAM) e a altura da parte aérea de plantas de arroz e (B) entre o teor de P no solo extraído com Mehlich-1 e dosado por Espectrofotometria de Absorção Molecular (Me1-ICP) e a altura da parte aérea de plantas de arroz. * e ** indicam correlação significativa a 5 e 1 %, respectivamente.

Os teores de Ca no solo estimado pelos diferentes métodos químicos apresentaram correlação linear positiva ($p < 0,01$) com a altura da parte aérea (r 0,66-0,72) e com a produção de matéria fresca (r 0,78-0,82) e seca (r 0,77-0,79) de plantas de arroz. O teor total de Ca nas plantas de arroz foi linear e negativamente correlacionado com os teores de Ca no solo estimados pelo método padrão KCl-EAA ($r = -0,63$) e com os métodos Me1-ICP e Me3-ICP ($r = -0,65$ e $-0,66$, respectivamente). O conteúdo de Ca nas plantas de arroz não apresentou correlação significativa com o teor de Ca no solo estimado por nenhum dos métodos químicos avaliados (Figura 5).

As correlações entre os teores de Mg no solo estimados pelos diferentes métodos químicos e a altura da parte aérea (r 0,77-0,78), a produção de matéria fresca (r 0,83-0,85) e seca (r 0,81-0,82) e o conteúdo de Mg nas plantas de arroz (r 0,5-0,78) foram significativas ($p < 0,01$). O teor total de Mg nas plantas de arroz não apresentou correlação significativa com o teor de Mg no solo estimado pelos métodos químicos avaliados nesse estudo (Figura 6).

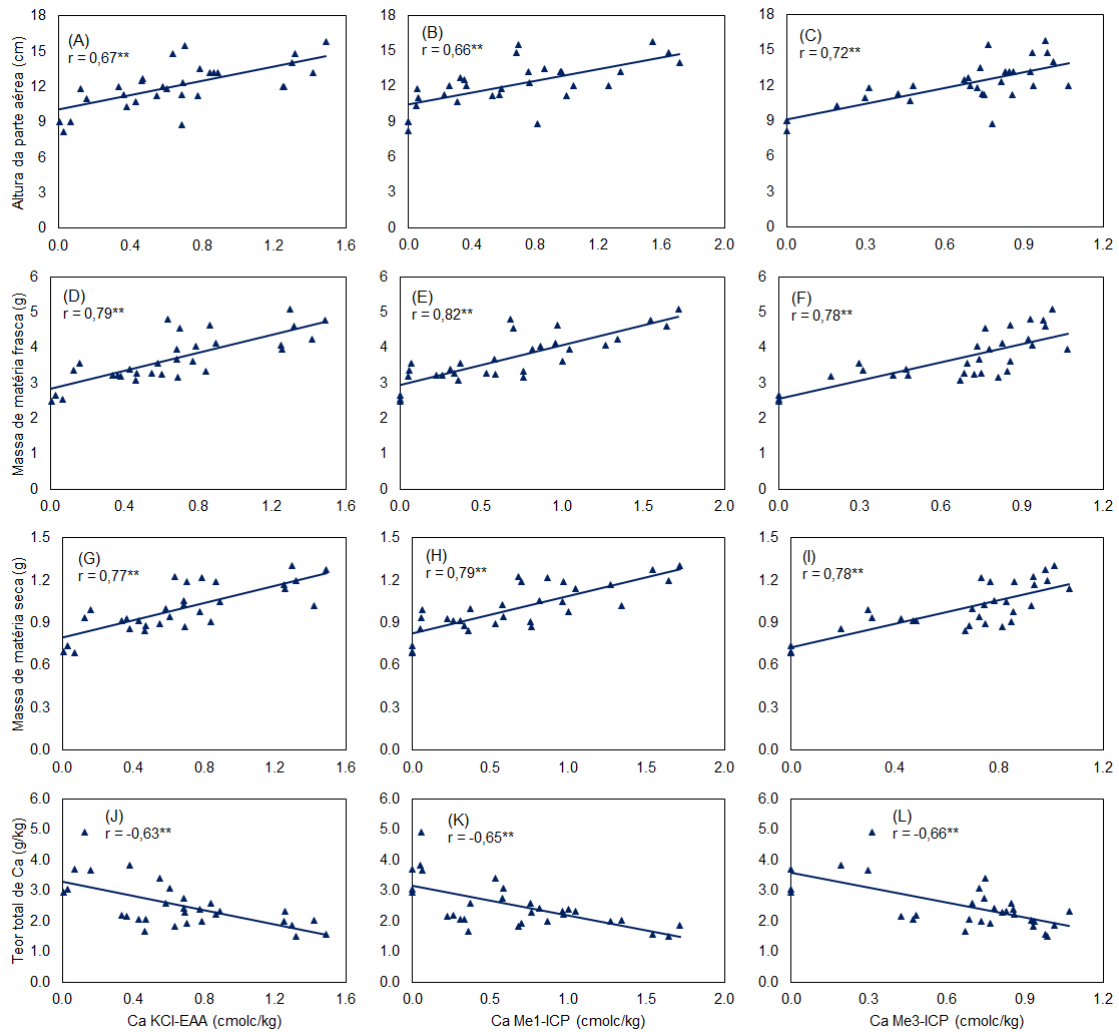


Figura 5. Gráficos de correlação de Pearson de variáveis biométricas e do teor de Ca em plantas de arroz com os teores de Ca no solo determinados por diferentes métodos de extração e dosagem. KCl-EAA: KCl 1 mol/L na fase de extração e Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) na fase de dosagem; Me1-ICP: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP) na fase de dosagem; Me3-ICP: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado na fase de dosagem. ** indica correlação significativa ($p < 0,01$).

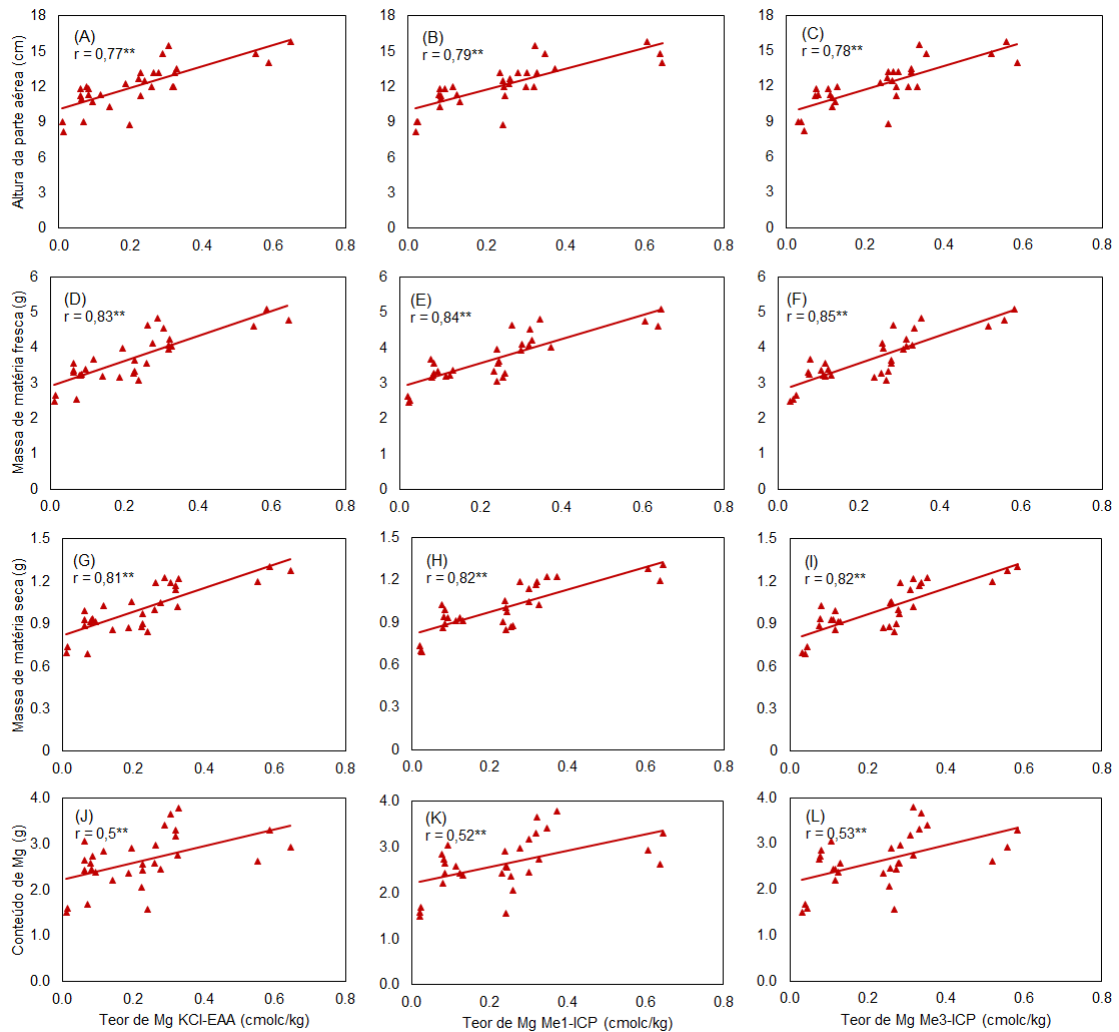


Figura 6. Gráficos de correlação de Pearson de variáveis biométricas e do teor de Mg em plantas de arroz com os teores de Mg no solo determinados por diferentes métodos de extração e dosagem. KCl-EAA: KCl 1 mol/L na fase de extração e Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) na fase de dosagem; Me1-ICP: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP) na fase de dosagem; Me3-ICP: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado na fase de dosagem. ** indica correlação significativa ($p < 0,01$).

Correlações significativas foram observadas entre os teores de Ca, Mg e P no solo determinados pelos diferentes métodos químicos e as características físicas (textura) e químicas das amostras de solos utilizadas neste estudo (Figura 7). Os teores de Ca ou Mg obtidos pelos métodos padrão e alternativos analisados apresentaram correlações positivas com a acidez potencial (H + Al) e com a CTC efetiva e total. De maneira geral, os teores de Mg foram mais fortemente correlacionados com estas características do solo. O teor de Ca Me1-ICP apresentou

correlação linear negativa com a concentração de P-rem. O teor de Mg no solo determinado por qualquer dos métodos estudados apresentou fracas correlações negativas com o teor de areia grossa (r -0,18 a -0,25).

As correlações positivas e significativas entre os teores de Ca ou Mg e a acidez potencial e CTC do solo não surpreendem, uma vez que esses cátions são considerados nos cálculos da CTC. A correlação linear negativa entre o teor de Ca Me1-ICP e a concentração de P-rem pode estar associada a formação de fosfatos de Ca no solo, que diminuem a concentração de P-rem, mas que podem ser dissolvidos em função dos pH ácido de Me1 e dosados no ICP.

Os teores de P no solo estimados por qualquer um dos métodos analisados neste estudo apresentaram fracas correlações positivas com o teor de areia grossa e com o teor de silte. Os teores de P extraídos com Me3 e dosados por EAM ou por ICP apresentaram correlações positivas com o teor da fração areia fina. Os teores de P no solo foram negativamente correlacionados com o teor de argila, independentemente do método analisado. Os teores de P extraídos por Me3 e dosados por EAM ou por ICP apresentaram fortes correlações com a acidez potencial do solo (valor de r entre 0,76-0,78), e os teores de P extraídos com Me1 e dosados por EAM ou por ICP apresentaram fracas correlações com os teores a acidez potencial do solo (valores de r variando entre 0,35-0,39). O teor de P no solo estimado por qualquer um dos métodos analisados neste estudo apresentou correlação linear positiva com a concentração de P-rem.

Método químico	Areia		Silte	Argila	H+Al	t	T	P-rem	Escala
	Grossa	Fina							
Ca									
KCl-EAA	ns	ns	ns	ns	0,48*	0,54*	0,52*	ns	
Me1-ICP	ns	ns	ns	ns	0,57*	0,63*	0,61*	-0,39*	
Me3-ICP	ns	ns	ns	ns	0,47*	0,56*	0,56*	ns	
Mg									
KCl-EAA	-0,18*	ns	ns	ns	0,77**	0,90**	0,84**	ns	
Me1-ICP	-0,25*	ns	ns	ns	0,82**	0,93**	0,88**	ns	
Me3-ICP	-0,18*	ns	ns	ns	0,81**	0,94**	0,88**	ns	
P									
Me1-EAM	0,32*	ns	0,56**	-0,54**	ns	0,76*	ns	0,43*	
Me3-EAM	0,38**	0,60**	0,33*	-0,59**	ns	0,39*	ns	0,44**	
Me1-ICP	0,34*	ns	0,55**	-0,54**	ns	0,78**	ns	0,44*	
Me3-ICP	0,43**	0,52**	0,28*	-0,58**	ns	0,35*	ns	0,50**	

Figura 7. Matriz com os valores dos coeficientes de correlação e resultado do teste de correlação de Pearson entre os teores de Ca, Mg e P no solo estimado por diferentes métodos

e as características físicas (textura) e químicas dos solos. KCl-EAA: KCl 1 mol/L na fase de extração e Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) na fase de dosagem; Me1-ICP: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP) na fase de dosagem; Me3-ICP: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado na fase de dosagem; Me1-EAM: Mehlich-1 (Me1) na fase de extração e Espectrometria de Absorção Molecular (EAM) na fase de dosagem; Me3-EAM: Mehlich-3 (Me3) na fase de extração e Espectrometria de Absorção Molecular na fase de dosagem. * e ** indicam correlações significativas a 5 e 1 %, respectivamente.

As correlações positivas entre os teores de P no solo e as frações grosseiras (areias e silte) se devem em função da menor interações específicas entre o P e as partículas de areias e silte. Por outro lado, a correlação negativa entre o teor de P e o teor de argila se deve a grande interação entre o P no solo e as partículas dos coloides minerais. Isso é especialmente crítico em solos como mineralogia rica em óxidos de Fe e Al, como é o caso dos solos utilizados neste estudo, e como são os solos dos Campos Rupestres.

Correlações significativas também foram observadas entre os teores e conteúdos de Ca, Mg e P nas plantas de arroz e a textura e características químicas dos solos (Figura 8). Contudo, de maneira geral, as correlações foram fracas ($r < |0,70|$). Dentre as correlações, chamam a atenção as estreitas correlações negativas entre o teor total de Ca nas plantas de arroz e a acidez potencial ($r = 0,93$), a CTC efetiva ($r = -0,85$) e a CTC total ($r = -0,93$); e as correlação negativa entre o teor total de Mg nas plantas de arroz e o teor de silte ($r = -0,77$) e a correlação positiva entre o teor total de Mg nas plantas de arroz e o teor de argila do solo ($r = 0,75$).

	Areia grossa		Silte	Argila	pH	H+Al	t	T	P-rem	Escala	
	Grossa	Fina									
ttCa	ns	ns	-0,44**	ns	ns	-0,90**	-0,85**	-0,93**	ns		1,00
cCa	-0,45*	ns	-0,65**	0,52**	ns	-0,44*	-0,58**	-0,50**	-0,37*		0,75
ttMg	-0,52**	ns	-0,77**	0,75**	ns	-0,41**	-0,66**	-0,48**	-0,47**		0,50
cMg	ns	ns	ns	ns	-0,74**	0,58**	ns	0,50*	ns		0,25
ttP	ns	ns	-0,33*	ns	ns	-0,60**	-0,76**	-0,66**	ns		0,00
cP	ns	ns	-0,51*	ns	ns	-0,34*	-0,68**	-0,44**	ns		-0,25
											-0,50
											-0,75
										-1,00	

Figura 8. Matriz com os valores dos coeficientes de correlação e resultado do teste de correlação de Pearson entre os teores ou conteúdos de Ca, Mg e P em plantas de arroz (*Oryza sativa*) e características físicas (textura) e químicas dos solos. ttCa: teor total de Ca; cCa: conteúdo de Ca; ttMg: teor total de Mg; cMg: conteúdo de Mg; ttP: teor total de P; cP: conteúdo de P. * e ** indicam correlações significativas a 5 e 1 %, respectivamente.

DISCUSSÃO

A faixa de pH das amostras de solos utilizadas neste estudo variou entre 4,29 e 4,98. Essa faixa de pH representa bem a condição de pH dos solos de CRs no QFe e em outras regiões (Negreiros et al., 2008, 2012; Messias et al., 2013; Schettini et al., 2018), e está dentro da faixa de pH de solos utilizados em outros estudos de correlação e calibração com os extratores Me1 e Me3 (Mehlich, 1984; Sims, 1989; Alva, 1993; Bortolon and Gianello, 2008).

De acordo com critérios gerais de interpretação de resultados de análises de solos (ALVAREZ V et al., 1999), os teores de Ca e Mg no solo obtidos por qualquer um dos métodos químicos analisados neste estudo foram baixos. O teor de P no solo foi classificado como muito baixo, mesmo com as diferentes capacidades preditivas observadas para os diferentes métodos químicos analisados. Esses resultados eram esperados e podem ser explicados em função das características dos materiais de origem dos solos dos CRs, e em função da intensa lixiviação destes ambientes (BENITES et al., 2003; SPIER et al., 2007; SPIER; OLIVEIRA; ROSIÈRE, 2003).

As diferenças entre os teores de P no solo estimado pelos diferentes métodos estão relacionadas as diferenças entre os princípios de ação das soluções extratoras Me1 e Me3 e entre as técnicas de dosagem aplicadas. O extrator Me3 é uma evolução do extrator Me1, formulado para evitar problemas de subestimativas do teor de P no solo em função de precipitações de fosfatos e de desgastes do extrator (EMBRAPA, 2009; MEHLICH, 1978; SIMS, 1989).

No Me3, o componente NH_4NO_3 auxilia na extração de K, Ca e Mg; o componente HNO_3 é agente ácido que extrai cátions básicos e micronutrientes, além de porções de fosfatos de Fe e Al; o componente NH_4F evita a precipitação de Ca solúvel, e o CH_3COOH evita a precipitação de fosfato de Ca; o componente quelatizante EDTA evita a precipitação de fluoreto de cálcio (MEHLICH, 1978, 1984).

Os extratos gerados com Me1 possuem pH mais baixo, em comparação com os extratos obtidos com Me3. Isso se dá em razão da presença do HNO_3 como componente ácido no extrator Me3. De maneira geral, o extrator Me1 é recomendado para uso em solos com pH ácido, ao passo que o extrator Me3 foi desenvolvido para solos agrícolas com pH corrigido. Por isso, era esperado que o extrator Me1 apresentasse maior capacidade preditiva para o teor de P no solo.

Nesse estudo, quando os teores de P foram dosados por EAM nos extratos obtidos com Me1 e Me3, o extrator Me1 estimou teor de P no solo cerca de 218 % maior do que o extrator Me3. Por outro lado, quando os extratos foram dosados por ICP o extrator Me3 estimou teor de P no solo cerca de 239 % maior do que o estimado por Me1.

Correlações significativas entre os teores de Ca ou Mg estimados por Me1 e Me3 foram relatadas para solos na costa leste dos Estados Unidos (ALVA, 1993; SIMS, 1989), com coeficientes de correlação variando entre 0,79 e 0,94. No presente estudo, as correlações entre os métodos padrão e alternativos para determinação de Ca ou Mg no solo mostraram valores de coeficiente de correlação entre 0,88 e 0,98. Entre os métodos alternativo Me1-ICP e Me3-ICP também foram observados elevados valores de coeficientes de correlação ($r = 0,91$ para Ca e $r = 0,99$ para Mg).

As correlações entre o método padrão Me1-EAM e os demais métodos químicos estudados para determinação de P no solo também foram bastante elevadas. Isso indica que as equações geradas podem ser utilizadas como um modelo para converter mutuamente os teores de P no solo obtidos pelos diferentes métodos testados no presente estudo (MILAGRES et al., 2007; MUMBACH et al., 2018). Isso pode ser uma estratégia útil para superar as limitações de interpretação dos resultados por meio de critérios estabelecidos a partir de um determinado método. Por exemplo, no Brasil os critérios gerais para interpretação do teor de P no solo estabelecidos por Alvarez V et al. (1999) consideram os teores de P no solo obtidos por extrator Me1 e dosados por EAM. Dada as diferenças entre os teores de P no solo estimado pelos diferentes métodos, inclusive em outros estudos (MUMBACH et al., 2018), a interpretação dos teores de P no solo obtidas por qualquer outro método alternativo não pode ser feita diretamente.

O gradiente de teores de P no solo estimado pelos diferentes métodos químicos variou entre 0,98 e 8,03 mg/kg, com média 4,07 mg/kg e CV = 78 % – considerando a média das médias dos teores de P no solo obtida por cada método. Isso mostra uma ampla variabilidade na disponibilidade de P no solo estimado pelos diferentes métodos químicos. O teor de P no solo pelo método padrão Me1-EAM foi de 2,14 mg/kg, e pelo método Me1-ICP foi de 5,12 mg/kg. O fato de as únicas correlações positivas significativas observadas entre o método biológico serem com os teores de P no solo estimados pelos métodos Me1-EAM e Me1-ICP pode sugerir que a real disponibilidade de P nos solos analisados pode estar perto da faixa 2,14-5,12 mg/kg.

Por real disponibilidade de P no solo quer dizer aquela que é percebida pela planta (extrator biológico).

Mesmo que independentemente do método aplicado o teor de P no solo tenha sido muito baixo, a grande amplitude observada para o teor de P no solo estimado pelos diferentes métodos (7,05 mg/kg) e a ausência de correlações entre os métodos químicos e o método biológico apontam para a necessidade de mais estudos para investigar a disponibilidade de P nos solos dos CRs. Embora não haja qualquer interesse agrícola nos CRs, conhecer a real disponibilidade de P – e de outros nutrientes ou metais pesados – nos solos desses ecossistemas é muito importante para a gestão ambiental. Por exemplo, para entender aspectos da relação solo-planta quanto a metais pesados no solo (SCHETTINI et al., 2018) e a distribuição da vegetação em função das características do solo (MESSIAS et al., 2013; NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008) são comumente considerados a disponibilidade de nutrientes no solo.

CONCLUSÕES

Os métodos usando as soluções Mehlich-1 e Mehlich-3 na extração com dosagem por espectrofotometria de emissão ótica em plasma indutivamente acoplado se mostraram adequados para estimar a disponibilidade de Ca e Mg nos solos dos Campos Rupestres, pois apresentaram capacidade preditiva semelhante e boa correlação com o método químico padrão KCl-EAA, além de boas correlações com as respostas do método biológico.

Os métodos extração com Mehlich-1 e dosagem por espectrofotometria de emissão ótica e extração com Mehlich-3 e dosagem por espectrofotometria de absorção molecular ou espectrofotometria de emissão ótica para determinação de P no solo estimaram teores diferentes dos teores estimados pelo método Mehlich-1 na extração com dosagem por espectrofotometria de absorção molecular, devido as diferenças entre os princípios de ação dos extratores e a complexa dinâmica do P nos solos. Contudo, os teores de P no solo estimados pelos diferentes métodos apresentaram altas e significativas correlações com os teores de P no solo estimado pelo método padrão extração com Mehlich-1 e dosagem por espectrofotometria de absorção molecular.

O extrator Me3 foi desenvolvido para se obter um extrator multielementar global, ou seja, para extrair vários nutrientes em uma ampla gama de solos. A partir dos dados obtidos nesse estudo parece adequado o uso do extrator Me3 para determinar os teores de P, Ca e Mg nos solos dos Campos Rupestres. Isso considerando as vantagens de: possibilidade de determinar os teores de outros elementos micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn), além de P, Ca e Mg; menor geração de resíduos, dado que o método recomendado para Me3-ICP considera 25 mL de solução de leitura e os métodos Me1-EAM e Me1-ICP consideram 50 mL de solução de leitura.

Importante desvantagem do extrator Me3 frente ao extrator Me1 é a eventual dificuldade de se obter o reagente NH_4NO_3 . No Brasil, esse reagente é controlado pelo Exército em função dos riscos envolvidos em seu armazenamento inadequado. Diante disso, o método Me1-ICP parece ser uma alternativa mais adequada, justamente pela possibilidade de dosagem simultânea de Ca e Mg, além de P.

REFERÊNCIAS

ALVA, A. K. Comparison of Mehlich 3, Mehlich 1, Ammonium Bicarbonate-DTPA, 1.0m Ammonium Acetate, and 0.2m Ammonium Chloride for extraction of Calcium, Magnesium, Phosphorus, and Potassium for a wide range of soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 24, n. 7–8, p. 603–612, 1993.

ALVAREZ V, V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais e fertilizantes em Minas Gerais**. 5. ed. Viçosa (MG): CFSEMG, 1999. p. 25–32.

ANM. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas (ano base 2021)** Brasília Agência Nacional de Mineração, , 2023.

BELO, R. M. et al. Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de campo rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 817–828, dez. 2013.

BENITES, V. DE M. et al. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente**, v. 10, p. 76–85, 2003.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de bio-sólido: II - Disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 3, p. 557–568, 2004.

BORTOLON, L.; GIANELLO, C. Interpretação de resultados analíticos de fósforo pelos extratores Mehlich-1 e Mehlich-3 em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. spe, p. 2751–2756, 2008.

CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 527–541, set. 2013.

CONCEIÇÃO, A. A. et al. Vegetação endêmica e espécie invasora em campos rupestres de áreas garimpadas. **Rodriguesia**, v. 66, n. 3, p. 675–683, 1 jul. 2015.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª ed. Brasília: Embrapa, 2009.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solos**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.

FERNANDES-FILHO, E. I. et al. The unique and endangered Campo Rupestre vegetation and protected areas in the Iron Quadrangle, Minas Gerais, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 66, n. April 2021, 2022.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; SANTOS, D. R. DOS. Modificações nas formas de fósforo do solo após extrações sucessivas com Mehlich-1, Mehlich-3 e resina trocadora de ânions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 3, p. 363–371, 2005.

JACOBI, C. M. et al. Plant communities on ironstone outcrops: A diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2185–2200, 2007.

JOLY, A. B. Os Campos Rupestres. In: **Conheça a vegetação brasileira**. 1. ed. São Paulo: Editada da Universidade de São Paulo, 1970. p. 121–136.

MACHADO, M. D. R. et al. Endemismo Pedológico e os Solos da Ilha da Trindade – Atlântico Sul, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 11, n. spe, p. 238, 2017.

MANTOVANI, J. R. et al. Extratores para avaliação da disponibilidade de metais pesados em solos adubados com vermicomposto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 4, p. 371–378, 2004.

MEHLICH, A. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and Zinc. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 9, n. 6, p. 477–492, 1978.

MEHLICH, A. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, n. June 2012, p. 1409–1416, 1984.

MENEZES, A. A. et al. Disponibilidade de zinco para milho pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e DTPA em solos de Minas Gerais, na presença e ausência de calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 417–424, 2010.

- MESSIAS, M. C. T. B. et al. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 66, n. 3, p. 675–683, 1 jul. 2012.
- MESSIAS, M. C. T. B. et al. Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. **Folia Geobotanica**, v. 48, n. 4, p. 509–521, 2013.
- MESSIAS, M. C. T. B. et al. Phanerogamic flora and vegetation of Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 20160236, 30 jan. 2017.
- MILAGRES, J. J. M. et al. Determinação de Fe, Zn, Cu e Mn extraídos do solo por diferentes extratores e dosados por espectrofotometria de emissão ótica em plasma induzido e espectrofotometria de absorção atômica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 237–245, 2007.
- MILIĆEVIĆ, T. et al. Assessment of major and trace element bioavailability in vineyard soil applying different single extraction procedures and pseudo-total digestion. **Chemosphere**, v. 171, p. 284–293, 1 mar. 2017.
- MUMBACH, G. L. et al. Quantificação de fósforo por Mehlich 1, Mehlich 3 e Resina TrocaMumbach, G. L., Oliveira, D. A. de, Warmling, M. I., & Gatiboni, L. C. (2018). Quantificação de fósforo por Mehlich 1, Mehlich 3 e Resina Trocadora de Ânions em solos com diferentes teores de. **Revista Ceres**, v. 65, n. 6, p. 546–554, 2018.
- NEGREIROS, D. et al. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes de campo rupestre na Serra do Cipó, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, 2012.
- NEGREIROS, D.; MORAES, M. L. B.; FERNANDES, G. W. Caracterização da fertilidade dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG, Brasil. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal**, v. 8, n. 3, p. 30–39, 2008.
- OLIVEIRA, D. A. DOS S. et al. LITOSSEQUÊNCIA DE SOLOS NA SERRA DA MOEDA , QUADRILÁTERO FERRÍFERO. **Geociências**, v. 40, p. 1063–1080, 2021.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Geoambientes, solos e estoques de carbono na Serra Sul de Carajás, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 11, n. 1, p. 85–101, 2017.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Soils of Campos Rupestres (Rupestrian Grasslands) of the Old Brazilian Mountain Ranges. In: [s.l.] Springer, Cham, 2023. p. 343–362.
- SCHETTINI, A. T. et al. Exploring Al, Mn and Fe phytoextraction in 27 ferruginous rocky outcrops plant species. **Flora**, v. 238, p. 175–182, 1 jan. 2018.
- SILVA, F. C. DA et al. Métodos de análises químicas para avaliação da fertilidade do solo. In: FÁBIO CESAR DA SILVA (Ed.). . **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2009. p. 107–189.
- SIMS, J. T. Comparison of mehlich 1 and mehlich 3 extractants for P, K, Ca, Mg, Mn,

Cu and Zn in atlantic coastal plain soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 20, n. 17–18, p. 1707–1726, 1989.

SPIER, C. et al. Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Precambrian Research**, v. 152, n. 3–4, p. 170–206, 20 jan. 2007.

SPIER, C. A.; OLIVEIRA, S. M. B.; ROSIÈRE, C. A. Geology and geochemistry of the Águas Claras and Pico Iron Mines, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Mineralium Deposita**, v. 38, n. 6, p. 751–774, 5 jul. 2003.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 157–177, 2007.

VINCENT, R. D. C.; MEGURO, M. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 3, p. 377–388, 2008.

ZAPPI, C. et al. Plotting a future for Amazonian canga vegetation in a campo rupestre context. **PLoS ONE**, v. 14, n. 8, 2019.

SEGUNDO CAPÍTULO

GRADIENTES AMBIENTAIS DO SOLO E PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA EM DIFERENTES *HABITATS* EM CAMPOS RUPESTRES NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

RESUMO: Os campos rupestres são ecossistemas associados a afloramentos rochosos reconhecidos por apresentar uma flora endêmica relictual. Em Minas Gerais os campos rupestres ocorrem na região metalífera do Quadrilátero Ferrífero e são fortemente ameaçados pela mineração de ferro. O solo exerce um intenso controle sobre a vegetação nestes ambientes, sendo, portanto, fundamental conhecer as características do solo para traçar estratégias de preservação ambiental. Assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar diferentes *habitats* em campos rupestres quanto as características químicas do solo e aos teores de frações da matéria orgânica do solo, visando contribuir para a preservação dos remanescentes desta fitofisionomia. Áreas de campos rupestres ferruginosos e quartzíticos foram selecionadas ao longo da Serra da Calçada, Brumadinho-MG. Em cada geoambiente (ferruginoso e quartzítico) foram definidos três *habitats* característicos, delimitados a partir de características visuais do solo e da vegetação. Cinco parcelas de 100 m² foram demarcadas para cada *habitat* e três amostras compostas de solo foram coletadas aleatoriamente em cada parcela. Depois de devidamente preparadas, as amostras de solo foram caracterizadas quimicamente. A matéria orgânica do solo foi fracionada fisicamente em matéria orgânica particulada e matéria orgânica associada aos minerais. Os dados foram submetidos a testes univariados (Kruskal-Wallis) e multivariados (PCA e PERMANOVA). Os resultados mostraram que o solo nos diferentes *habitats* em cada geoambiente apresentam diferenças significativas para a maiorias das características químicas analisadas. O pH do solo, teor de metais pesados, teor de C lábil e a CTC do solo foram as características que melhor separaram os *habitats*. Portanto, os diferentes *habitats* sustentam diferentes condições para o crescimento da vegetação, o que deve ser considerado em projetos e programas de preservação e recuperação de campos rupestres.

Palavras-chave: Preservação ambiental, caracterização ambiental, ecossistemas ameaçados, ecossistemas rupestres.

INTRODUÇÃO

Os campos rupestres (CRs) são associações de plantas que se desenvolvem em áreas de afloramentos de rochas sobre topos de montanhas no estado de Minas Gerais (JOLY, 1970) e em outras porções isoladas do Brasil (CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005, 2007; ROSA; ROMERO, 2012; VIANA et al., 2016). Comumente, os CRs ocorrem associados a solos rasos, pedregosos, arenosos, ácidos, oligotróficos e com elevados teores de metais pesados (PORTO; SILVA, 1989; SCHAEFER et al., 2023; SCHETTINI et al., 2018; VINCENT; MEGURO, 2008). Esses ecossistemas experimentam marcada sazonalidade climática, intensa incidência solar, ocorrência de incêndios naturais, isolamento geográfico e se desenvolvem sobre os mais antigos terrenos do relevo brasileiro. Como resultado, os CRs exibem uma flora relictual endêmica fortemente adaptada as condições xéricas e oligotróficas, com diversas espécies listadas sob algum grau de ameaça (JACOBI; CARMO, 2008; MESSIAS et al., 2017; NEVES; CONCEIÇÃO, 2010; VIANA; LOMBARDI, 2007).

De maneira geral, os CRs são caracterizados por um estrato herbáceo mais ou menos contínuo, entremeado por alguns elementos subarbustivos e, ou arbustivos esparsos, distribuídos em um complexo mosaico (BELO et al., 2013; CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008). A distribuição da vegetação nos CRs é fortemente controlada por fatores ambientais como a litologia (substrato ferruginosos e não ferruginosos) e características físicas dos substratos (p. ex. pedregosidade, textura, profundidade) (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; SCHAEFER et al., 2023). Características químicas do solo também são determinantes para a distribuição das espécies de plantas ao longo da paisagem dos CRs (JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; NEGREIROS et al., 2012; NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008). A complexa combinação de condições edáficas e fisiográficas cria uma complexa diversidade de *habitats* e *micro-habitats* ao longo dos CRs, aos quais se associam diferentes comunidades de plantas (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; JACOBI et al., 2007; JACOBI; CARMO, 2008).

Em Minas Gerais os CRs ocorrem sobre topos de montanhas em uma região conhecida como Quadrilátero Ferrífero (QFe), uma das províncias minerais mais importantes do mundo. O QFe ocupa uma área de aproximadamente 7.834 km²

(FERNANDES-FILHO et al., 2022) e abriga importantes reservas de minério de ferro de interesse mundial, responsável por cerca de 64 % da produção de minério de ferro bruto no Brasil (ANM, 2023; SPIER et al., 2007; SPIER; OLIVEIRA; ROSIÈRE, 2003). Apesar da sua relevância econômica, a exploração de minério de ferro no QFe ameaça imediatamente a vegetação dos CRs, pois esses ecossistemas ocorrem de forma disjunta em apenas 5,39 % do QFe, sobre importantes depósitos de minério de ferro (FERNANDES-FILHO et al., 2022). A mineração de ferro provoca a completa descaracterização ambiental, resultando na alteração e no isolamento de *habitats*. Além da mineração, o interesse medicinal e artesanal da flora dos CRs são fatores que ameaçam a sua preservação (ANTONINI et al., 2005; RIBEIRO; PAULA-SOUZA; SILVA, 2020).

A preservação da biodiversidade frente as demandas por recursos naturais é um desafio global, inclusive, estabelecido como um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas. Esse desafio se torna ainda mais dramático quando considerado o contexto de iminentes mudanças climáticas, que ameaça especialmente a vegetação adaptadas aos climas das montanhas. Nesse sentido, conhecer a diversidade de *habitats* nos CRs e sua relação com a vegetação é uma estratégia fundamental para orientar projetos de preservação e recuperação ambiental dos CRs.

Assim, os objetivos desse trabalho foram: (1) caracterizar o solo de diferentes *habitats* de CRs quanto a acidez, teores de nutrientes e metais pesados, estoques e frações de carbono no solo; (2) quantificar o acúmulo de biomassa e os teores e conteúdos de nutrientes na serapilheira de *habitats* de capão florestal em CRs em diferentes litologias, e; (3) testar a hipótese de que os diferentes *habitats* no mesmo geoambiente pertencem a grupos distintos, em função de características químicas do solo. Do ponto de vista da preservação ambiental, conhecer os gradientes ambientais das características do solo ao longo dos CRs pode orientar a seleção de áreas prioritárias para a conservação e o manejo de áreas protegidas, garantindo a manutenção de diferentes condições para estabelecimento da vegetação.

MATERIAL E MÉTODOS

Local do estudo

O estudo foi realizado em campos rupestres sobre a Serra da Calçada, Minas Gerais (MG), Brasil. A Serra da Calçada está localizada na porção oeste do Quadrilátero Ferrífero, no município de Brumadinho, região metropolitana do município de Belo Horizonte, capital do estado de MG. A Serra da Calçada está inserida em um contexto urbano, localizada a margem direita da rodovia 040 (sentido Rio de Janeiro). Na entrada que dá acesso a Serra da Calçada está localizado um condomínio residencial. A altitude da área varia entre 900 e 1.426 m (VIANA; LOMBARDI, 2007). De acordo com a classificação climática de Koopen, o clima local é do tipo Cwb – subtropical de altitude, com período chuvoso de setembro a abril.

Na Serra da Calçada os campos rupestres ocorrem em duas litologias diferentes: afloramento de rochas ferruginosas (itabiritos dolomitos) e sobre afloramentos de rochas quartzíticas (itabiritos de quartzo) (VIANA; LOMBARDI, 2007), sendo referidos como Campos Rupestres Ferruginosos (CRF) e Campos Rupestres Quartzíticos (CRQ), respectivamente (JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2012). Os afloramentos de rochas ferruginosas e quartzíticas e os seus solos derivados ocorrem entremeadas ao longo da Serra da Calçada, inclusive com zonas de transição abruptas. Isso resulta em um intenso mosaico edáfico e, conseqüentemente, fitofisionômico, que são características marcantes dos CRs (VIANA; LOMBARDI, 2007). Esse padrão também ocorre em outras áreas de CRs em outras porções do QFe (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; MESSIAS et al., 2012, 2017; VINCENT; MEGURO, 2008).

Os itabiritos dolomíticos possuem Fe_2O_3 , CaO , MgO em mais de 98 % de sua composição química. Nos itabiritos de quartzo mais de 98 % da composição química é de Fe_2O_3 e SiO_4 (SPIER et al., 2007). Os dois litotipos apresentam baixos teores de P_2O_5 (0,12-0,13 %) (SPIER et al., 2007), o que explica os baixos teores generalizados de P nos solos dos campos rupestres. Mesmo as diferenças para os teores de CaO e MgO nas rochas podem não significar diferenças para os teores de Ca e Mg no solo

de CRs em itabiritos dolomíticos e itabiritos de quartzo, em função do intenso processo de lixiviação característico destes ambientes.

Definição dos *habitats* e demarcação das parcelas

O conceito de *habitat* utilizado neste estudo foi o expresso na legislação ambiental brasileira (BRASIL, 1998, 2000), qual seja, o *habitat* como o local onde determinada espécie vive, considerando componentes bióticos e abióticos. Na legislação brasileira o conceito de *habitat* está frequentemente inserido no contexto de preservação da biodiversidade de plantas e animais, considerando a preservação do *habitat* como uma estratégia para preservação da biodiversidade, a partir da garantia das condições de sobrevivência das espécies.

Um levantamento prévio na literatura especializada foi realizado para definir os principais aspectos considerados para a estratificação dos *habitats* (BENITES et al., 2001, 2007; JACOBI et al., 2007; JOLY, 1970; PORTO; SILVA, 1989; VIANA et al., 2016). Excursões a campo na Serra da Calçada e troca de experiências com outros pesquisadores também foram considerados na definição dos *habitats*. Os principais aspectos bióticos e abióticos considerados foram: configuração do substrato, ocorrência ou não de solo, profundidade do solo, presença ou ausências de rochas, presença ou ausência de fraturas nas rochas – abióticos; presença de vegetação e estrato dominante da vegetação – bióticos.

Para o campo rupestre em cada litologia (CRF e CRQ) foram definidos três *habitats* mais representativos, totalizando seis *habitats*. Para o CRF foram definidos os *habitats*: Canga Couraçada (CRF1), Canga Nodular (CRF2) e Capão Florestal (CRF3). Para o CRQ foram definidos os *habitats*: solo quartzítico arenoso e raso mais ou menos contínuo (CRQ1), afloramentos de rochas quartzíticas entremeando solo quartzítico (CRQ2) e Capão Florestal em solo quartzítico (CRQ3). Uma descrição mais detalhada dos *habitats* e das fitofisionomias associadas é apresentada no Quadro 1.

Quadro 1. Descrição do solo/substrato e da fitofisionomia a diferentes *habitats* em Campos Rupestres na Serra da Calçada

<i>Habitat</i>	Descrição	
	Solo/substrato	Fitofisionomia
CRF1	Couraça de canga consolidada, mais ou menos espessa, com poucas ou nenhuma fratura na rocha, com material pedogenizado acumulado em algumas porções sobre a rocha	Vegetação herbácea esparsa, pouco densa, ocupando as ilhas de material pedogenizado acumulado sobre a canga ou crescendo diretamente associada a canga
CRF2	Solo pedregoso associado a fraturas e falhas nas rochas que variam amplamente em tamanho e profundidade e continuidade	Vegetação predominantemente herbácea, mais ou menos esparsa, mais ou menos densa, entremeada por subarbustos esparsos
CRF3	Solo ferruginoso de mais ou menos 15 cm, mais ou menos pedregoso, mais ou menos contínuo, limitado por afloramentos de canga consolidada. Camada de serapilheira de 3-5 cm de altura, mais ou menos contínua e uniforme	Vegetação arbóreo-arbustiva com presença notável de lianas e epífitas. Vegetação densa, com dossel fechado variando entre 3-5 m de altura
CRQ1	Afloramento de rocha quartzítica com porções de material pedogenizado acumulado formando manchas que variam amplamente em tamanho	Vegetação predominantemente herbácea ocupando as porções de material pedogenizado
CRQ2	Solo raso e arenoso, mais ou menos contínuo, limitado lateralmente por afloramentos de rochas quartzíticas, vales ou descontinuidade litológica	Vegetação predominantemente composta por gramíneas contínua, com alguns subarbustos ou arbustos esparsos
CRQ3	Solo ferruginoso de mais ou menos 15 cm, mais ou menos pedregoso, mais ou menos contínuo, limitado por afloramentos de canga consolidada. Camada de serapilheira de 3-5 cm de altura, mais ou menos contínua e uniforme	Vegetação arbóreo-arbustiva com presença notável de lianas e epífitas. Vegetação densa, com dossel fechado variando entre 3-5 m de altura

CRF1: *Habitat* de Canga Couraçada; CRF2: *Habitat* de Canga Nodular; CRF3: *Habitat* de Capão Florestal em Campo Rupestre Ferruginoso; CRQ1: *Habitat* de solo quartzítico arenoso raso; CRQ2: Afloramento de rocha quartzítica; CRQ3: *Habitat* de Capão Florestal em Campo Rupestre Quartzítico.

Para cada *habitat* foram delimitadas cinco parcelas com dimensão de 100 m² (10 m x 10 m), ao longo de toda a Serra da Calçada. Para fins de coleta e análises foram considerados os 81 m² (9 m x 9 m) centrais de cada parcela como parcela útil, para dirimir efeitos de bordadura.

Coleta e preparo das amostras de solo

Em cada parcela foram coletadas aleatoriamente três amostras compostas de solo, formadas a partir de cinco amostras simples coletadas a 0-5 cm de profundidade. No total, para cada *habitat* foram coletadas 15 amostras compostas de solo. As amostras de solo foram secas ao ar durante 72 h e, em seguida, foram passadas em peneira com malha de 2 mm, para obter a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

Caracterização física e mineralógica das amostras de solo

Para a caracterização física e mineralógica dos solos foram preparadas amostras compostas formadas de subamostras das amostras de TFSA para cada *habitat*. Para isso, uma subamostra de 10 cm³ foi retirada de cada uma das 15 amostras de TFSA de cada *habitat*. As subamostras foram homogeneizadas formando uma amostra composta de 150 cm³. Nessa amostra foi realizada a análise granulométrica e determinado o equivalente de umidade (EU) (EMBRAPA, 2017). A cor úmida e a cor seca também foram determinadas, com auxílio de uma Carta de Munsell. Para caracterização mineralógica, as amostras foram submetidas a análise de difração de raios-X (DRX) em um aparelho X'PERT PRO PANALYTICAL, com radiação CoK α e monocromador de grafite operado a 40 kV e 40 mA, e escaneamento a partir de 4 a 70 °2 θ em passos de 0,02 °2 θ /3 s.

Caracterização química das amostras de solo

A caracterização química das amostras de solo consistiu na análise do pH em água (relação solo:água 1:2,5), acidez trocável (Al^{3+}); acidez potencial (H+Al), teores de S, P e K disponíveis (Mehlich-3), teores de Ca e Mg trocáveis, teores de micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn) (Mehlich-3), teores disponíveis de metais potencialmente tóxicos (Ni, Cr e Pb) e concentração de P remanescente. A partir dos resultados analíticos foram calculados a soma de bases (SB), a CTC efetiva (t) e potencial (T), a saturação por bases (V) e a saturação por alumínio (m). Todas as análises químicas foram realizadas nos laboratórios do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa e seguiram os protocolos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017).

Fracionamento do C do solo

Nas amostras de TFSA foi determinado o teor de C lábil (ou C ativo), usando solução de permanganato de potássio a 0,025 mol/L como agente oxidante. O fracionamento físico da matéria orgânica foi realizado com o objetivo de obter duas frações: a matéria orgânica particulada (MOP) e a matéria orgânica associada aos minerais (MAM) (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). Em seguida, na MOP e na MAM foi determinado o teor de C total em um Analisador Elementar CHNS/O. A partir da soma do C na MOP mais o C na MAM foi obtido o teor de C orgânico total (COT).

Coleta, preparo e análises das amostras de serapilheira

Dentre os *habitats* estudados, o Capão Florestal apresenta algumas características estruturais que instigam e possibilitam comparação entre os dois geoambientes. Um desses compartimentos é a serapilheira. Portanto, para as áreas de Capão Florestal no CRF e no CRQ foram coletadas amostras de serapilheira pela metodologia do gabarito. Para tanto, um gabarito metálico de 900 cm² (30 cm x 30 cm) foi lançado aleatoriamente ao longo das parcelas. Todo o material vegetal morto sobre a superfície do solo dentro da projeção do gabarito foi amostrado.

No laboratório as amostras de serapilheira foram separadas em três frações componentes: folhas, galhos e miscelânea. Depois de separadas, as amostras foram secas em estufa de circulação e renovação forçada de ar a 65 °C durante 72 h. Depois de secas, as amostras foram pesadas para determinar a massa de matéria seca de cada fração. A partir do somatório da biomassa de cada compartimento e da área de projeção do gabarito foram calculados o acúmulo total de serapilheira e a contribuição relativa de cada compartimento para a produção total de biomassa.

Subamostras de cada fração da serapilheira foram submetidas a digestão nitroperclórica, e nos extratos foram determinados os teores totais de macronutrientes (P, S, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn) e de metais pesados e metalóides potencialmente tóxicos (Pb, Cd, Ni, As, Cr). A partir dos teores totais dos nutrientes e metais tóxicos, e da produção de biomassa de serapilheira, foram calculados os estoques de nutrientes na serapilheira do Capão Florestal no CRF e no CRQ.

Análises estatísticas

Os resultados para a caracterização química e para o carbono no solo foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) para analisar a distribuição dos dados. Uma vez que os dados não atenderam as pressuposições da estatística paramétrica foram analisados por meio de testes univariados não paramétricos e por meio de estatística multivariada.

Inicialmente, foram calculadas as médias para as variáveis da caracterização química e do fracionamento do C no solo considerando apenas o geoambiente, ou seja, todas as amostras de solo coletadas em cada geoambiente, sem distinção dos *habitats*. As médias foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Isso foi feito para identificar diferenças entre as características do solo dos geoambientes em função das características dos materiais de origem. Em seguida, foram calculadas as médias para as variáveis químicas e para o C do solo considerando a estratificação em *habitats* para cada geoambiente, e as médias foram comparadas somente entre o solo dos *habitats* em cada geoambiente, buscando identificar a formação de grupos significativamente distintos.

O conjunto de todas as variáveis, agrupadas por geoambiente, foi submetido a Análise de Componentes Principais para verificar o comportamento entre as variáveis e sua relação com os *habitats*. Em seguida, os dados foram também submetidos à Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), para testar a significância dos agrupamentos dos diferentes *habitats* a partir das características do solo ($p < 0,05$).

Para a serapilheira foi realizada análise de variância e o teste de f para a produção de biomassa total, comparando a serapilheira do Capão Florestal no CRF e no CRQ. Os resultados para os teores de nutrientes e metais e metaloides tóxicos na serapilheira foram submetidos a ACP.

RESULTADOS

Caracterização física e mineralógica do solo

No solo dos três *habitats* analisados no CRF a fração areia total (areia grossa + areia fina) representou a maior fração granulométrica. Entre os *habitats* estudados no CRQ a fração areia é a fração predominante no solo quartzítico raso (CRQ1) e no solo associado ao afloramento rochoso (CRQ2); no solo do capão florestal no CRQ a argila é a fração predominante (Tabela 1). Entre os *habitats* do CRF o solo da canga couraçada e da canga nodular apresentou textura Franco-Argiloarenosa, com média de 55 % de areia e 27 % de argila. No CRF3 (capão florestal) a textura do solo é Franco argilosa, com cerca de 42 % de areia e 32 % de argila. No CRQ a textura do solo do CRQ1 e do CRQ3 é Franco argilosa, com cerca de 37 % de areia total e 25-32 % de argila. No CRQ2 o solo é de textura Franco arenosa, com cerca de 62 % de areia total e 16 % de argila.

Os resultados para a caracterização granulométrica revelaram um importante gradiente ambiental para o teor de argila no solo entre os diferentes *habitats*. Entre os *habitats* no CRF o conteúdo de argila no solo é cerca de 121 % maior, em média, no capão florestal em comparação com o solo da canga couraçada e da canga nodular.

No CRQ o conteúdo de argila no capão florestal varia entre 136 e 232 % maior em comparação com o solo do afloramento de rocha quartzítica e solo quartzítico, respectivamente. De maneira geral, as variações do conteúdo de argila foram maiores entre os *habitats* do CRQ.

O equivalente de umidade variou entre 0,160 e 0,240 kg/kg no solo dos *habitats* do CRF e entre 0,160 e 0,320 kg/kg no solo dos *habitats* do CRQ. Nestes ambientes os equivalentes de umidade mais elevados foram observados no solo associado ao Capão Florestal (CRF_Capão e CRQ_Capão, respectivamente).

A cor do solo com amostra seca e úmida foi semelhante entre todos os *habitats* do CRF (cor seca: 2,5YR 2,5/3; cor úmida: 10R 2,5/2). Entre os *habitats* estudados no CRQ o matiz variou entre 5YR e 7,5YR para o solo seco e entre 7,5YR e 10YR para o solo úmido, com valores e cromas variando entre 4 e 5 para o solo seco e entre 1 e 2,5 para o solo úmido.

Tabela 1. Resultados da análise granulométrica, equivalente de umidade (EU) e cor do solo de diferentes *habitats* em Campos Rupestres

<i>Habitats</i>	Análise granulométrica ^{1/}				EU	Cor ^{2/}	
	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila		Seca	Úmida
	kg/kg						
CRF1	0,495	0,054	0,186	0,265	0,160	2,5YR 2,5/3	10R 2,5/2
CRF2	0,375	0,170	0,173	0,282	0,180	2,5YR 2,5/3	10R 2,5/2
CRF3	0,336	0,083	0,259	0,322	0,240	2,5YR 2,5/3	10R 2,5/2
CRQ1	0,197	0,169	0,324	0,310	0,250	5YR 5/1	7,5 YR 2,5/1
CRQ2	0,398	0,219	0,201	0,181	0,160	7,5YR 4/1	7,5 YR 2,5/1
CRQ3	0,293	0,077	0,209	0,421	0,320	7,5YR 2,5/2	10YR 2/1

^{1/}Embrapa, (2017); ^{2/}Tomada em laboratório sob luz artificial com amostras de Terra Fina Seca ao Ar. CRF1: *Habitat* de Canga Couraçada; CRF2: *Habitat* de Canga Nodular; CRF3: *Habitat* de Capão Florestal em Campo Rupestre Ferruginoso; CRQ1: *Habitat* de solo quartzítico arenoso raso; CRQ2: Afloramento de rocha quartzítica; CRQ3: *Habitat* de Capão Florestal em Campo Rupestre Quartzítico.

Caracterização química

O pH do solo, o teor de Al^{3+} , os teores dos macronutrientes S e K, a CTC efetiva, a saturação por bases e a saturação por alumínio, os teores dos micronutrientes Fe, Mn, Cu e Zn, a concentração de P remanescente e os teores dos metais tóxicos Ni, Cr e Pb foram diferentes entre o solo do CRF e do CRQ (Tabela 2; $p < 0,05$). O solo do CRF apresentou maior teor de S (30,31 mg/kg), maior saturação por bases (33,82 %), maiores teores de Fe (553,27 mg/kg) e Zn (3,26 mg/kg), maior teor de C lábil (4,73 g/kg) e maior concentração de P remanescente (45,33 mg/L). O solo do CRQ apresentou maior pH (4,70), maior teor de Al^{3+} (2,67 cmol_c/kg), maior teor de K (103,94 mg/kg), maior CTC efetiva (3,79 cmol_c/kg), maior saturação por alumínio (73,48 %), maiores teores de Mn e Cu (Mehlich-3) (54,24 e 0,88 mg/kg, respectivamente) e maiores teores de Ni (0,47 mg/kg), Cr (1,06 mg/kg) e Pb (1,22 mg/kg).

Os teores dos macronutrientes P, Ca, Mg, a soma de bases, a acidez potencial, a CTC potencial e o teor de C orgânico total foram semelhantes entre o solo dos CRF e do CRQ ($p < 0,05$). O teor médio de P foi de 1,51 mg/kg, de Ca igual a 0,46 cmol_c/kg, o teor de Mg foi de 0,27 cmol_c/kg, a soma de bases foi de 0,99 cmol_c/kg, a acidez potencial foi de 10,74 cmol_c/kg, a CTC potencial foi de 11,72 cmol_c/kg e o teor de C orgânico foi de 7,27 dag/kg.

Tabela 2. Resultado da caracterização do solo em Campo Rupestre Ferruginoso (CRF) e em Campo Rupestre Quartzítico (CRQ) na Serra da Calçada, Brumadinho, MG

Variável	CRF	CRQ
pH H ₂ O ^{1/}	4,43 b	4,70 a
Al ³⁺ (cmol _c /kg)	1,78 b	2,67 a
H+Al (cmol _c /kg)	11,21 ns	10,26 ns
S (mg/kg)	30,31 a	24,43 b
P (mg/kg) ^{2/}	1,40 ns	1,61 ns
K (mg/kg)	63,11 b	103,94 a
Ca (cmol _c /kg)	0,46 ns	0,46 ns
Mg (cmol _c /kg)	0,24 ns	0,30 ns
SB (cmol _c /kg)	0,86 ns	1,12 ns
t (cmol _c /kg)	2,64 b	3,79 a
T (cmol _c /kg)	12,07 ns	11,38 ns
V (%)	33,82 a	25,79 b
m (%)	66,18 b	73,48 a
Fe (mg/kg)	553,27 a	325,61 b
Mn (mg/kg)	23,24 b	54,14 a
Cu (mg/kg)	0,36 b	0,88 a
Zn (mg/kg)	3,26 a	2,36 b
C lábil (g/kg)	4,73 a	3,78 b
COT (dag/kg)	7,32 ns	7,22 ns
P-rem (mg/L) ^{3/}	45,73 a	35,33 b
Ni (mg/kg) ^{2/}	0,16 b	0,47 a
Cr (mg/kg) ^{2/}	0,27 b	1,06 a
Pb (mg/kg) ^{2/}	0,67 b	1,22 a

Al³⁺: teor de alumínio trocável; H+Al: acidez potencial; S: teor de enxofre disponível; P: teor de fósforo disponível; K: teor de potássio disponível; Ca: teor de cálcio trocável; Mg: teor de magnésio trocável; SB: soma de bases; t: CTC efetiva; T: CTC potencial; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; C lábil: teor de carbono lábil; COT: teor total de carbono de compostos orgânicos; P-rem: concentração de fósforo remanescente. ^{1/}Relação solo:água 1:2,5; ^{2/}Mehlich-3; ^{3/}Solução de equilíbrio 60 mg/L de P; Médias seguidas por letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste de Kruskal-Wallis (p < 0,05); ns indica diferença não significativa.

Entre os solos dos diferentes *habitats* no CRF foram observadas diferenças significativas para o teor de Al³⁺, acidez potencial, teores dos macronutrientes (S, P, K, Ca, Mg), soma de bases, CTC efetiva e potencial, saturação por bases, teores dos micronutrientes Mn e Zn, teores de C lábil e C total, concentração de P remanescente e o teor de Cr (p < 0,05) (Tabela 3). O pH do solo, a saturação por alumínio, os teores

dos micronutrientes Fe e Cu e os teores dos metais tóxicos Ni e Pb no solo não diferiram entre os *habitats* neste geoambiente. Em média, no solo dos *habitats* do CRF o pH do solo foi de 4,43, a saturação por alumínio foi 66,17 % e o teor de Fe foi 553,24 mg/kg; os teores dos metais Cu, Ni e Pb foram 0,36, 0,16 e 0,67 mg/kg.

No CRF o teor de Al^{3+} , a acidez potencial e o teor de S foi cerca de 206, 158 e 173 % maior, respectivamente, no solo do capão florestal em comparação com o solo da canga couraçada e da canga nodular. Também a CTC efetiva e a CTC potencial foram cerca de 168 e 154 % maior, respectivamente, no solo do capão florestal em comparação com o solo dos demais *habitats* no CRF. O teor de P disponível no solo foi cerca de 311 % maior no solo do capão florestal no CRF em comparação com o solo da canga couraçada. No solo da canga nodular o teor de Ca foi cerca de 289 % maior em comparação com o solo da canga couraçada e do capão florestal do CRF. O teor de Mg foi cerca de 300 % maior no solo dos *habitats* canga nodular e capão florestal em comparação com o solo da canga couraçada. O teor de C lábil no solo do capão florestal e da canga couraçada foi semelhante (média 5,12 dag/kg) e cerca de 130 % maior em comparação com o solo da canga nodular. O teor de COT no solo do capão florestal no CRF foi cerca de 123 e 187 % maior em comparação com o solo da canga couraçada e da canga nodular, respectivamente.

Tabela 3. Resultados da caracterização química de solos associados a canga couraçada, canga nodular e capão florestal em Campos Rupestres Ferruginosos

Variável	Canga couraçada	Canga nodular	Capão florestal
pH H ₂ O ^{1/}	4,55 ns	4,45 ns	4,29 ns
Al ³⁺ (cmol _c /kg)	1,33 b	1,30 b	2,71 a
H+Al (cmol _c /kg)	9,32 b	9,43 b	14,87 a
S (mg/kg)	23,71 b	24,97 b	42,24 a
P (mg/kg) ^{2/}	0,70 b	1,34 ab	2,18 a
K (mg/kg)	51,36 b	49,26 b	88,70 a
Ca (cmol _c /kg)	0,19 b	0,81 a	0,37 b
Mg (cmol _c /kg)	0,10 b	0,30 a	0,31 a
SB (cmol _c /kg)	0,42 b	1,24 a	0,91 a
t (cmol _c /kg)	1,76 b	2,54 b	3,63 a
T (cmol _c /kg)	9,74 b	10,67 b	15,79 a
V (%)	24,38 b	46,48 a	30,61 ab
m (%)	75,62 ns	53,52 ns	69,39 ns
Fe (mg/kg)	495,13 ns	536,78 ns	627,90 ns
Mn (mg/kg)	9,88 b	30,42 a	29,42 a
Cu (mg/kg)	0,29 ns	0,34 ns	0,46 ns
Zn (mg/kg)	2,11 c	3,00 b	4,67 a
C lábil (g/kg)	5,23 a	3,94 b	5,01 a
COT (dag/kg)	7,37 b	5,07 c	9,51 a
P-rem (mg/L) ^{3/}	39,07 b	43,76 b	54,35 a
Ni (mg/kg) ^{2/}	0,14 ns	0,15 ns	0,20 ns
Cr (mg/kg) ^{2/}	0,29 a	0,26 b	0,27 ab
Pb (mg/kg) ^{2/}	0,70 ns	0,63 ns	0,68 ns

CRF1: *Habitat* de Canga Couraçada; CRF2: *Habitat* de Canga Nodular; CRF3: *Habitat* de Capão Florestal em Campo Rupestre Ferruginoso; Al³⁺: teor de alumínio trocável; H+Al: acidez potencial; S: teor de enxofre disponível; P: teor de fósforo disponível; K: teor de potássio disponível; Ca: teor de cálcio trocável; Mg: teor de magnésio trocável; SB: soma de bases; t: CTC efetiva; T: CTC potencial; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; C lábil: teor de carbono lábil; COT: teor total de carbono de compostos orgânicos; P-rem: concentração de fósforo remanescente. ^{1/}Relação solo:água 1:2,5; ^{2/}Mehlich-3; ^{3/}Solução de equilíbrio 60 mg/L de P; Letras diferentes nas linhas indicam que as médias pertencem a grupos distintos pelo teste univariado de Kruskal-Wallis (p < 0,05). ns indica que as médias são semelhantes e pertencem ao mesmo grupo.

Entre os *habitats* do CRQ foram observadas diferenças para o pH do solo, o teor de Al³⁺, a acidez potencial, os teores dos macronutrientes (S, P, K, Ca, Mg), a soma de bases, a CTC efetiva e total, os teores dos micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn), o C lábil e C orgânico total, a concentração de P remanescente e os teores dos metais

Ni, Cr e Pb ($p < 0,05$) (Tabela 4). A saturação por bases e a saturação por alumínio não diferiram entre os solos dos *habitats*. Em média, no solo dos *habitats* do CRQ a saturação por bases e a saturação por alumínio foi de 25,8 e 73,74 %, respectivamente.

O teor de Al^{3+} no solo do capão florestal no CRQ foi cerca de 192 % maior em comparação com o solo quartzítico dominado por gramíneas 154 % maior em comparação com o solo do afloramento de rochas quartzíticas. A acidez potencial e o teor de S foi cerca de 205 e 202 % maior, respectivamente, no solo no capão florestal em comparação com os demais *habitats* no CRQ. O teor de P disponível no solo do capão florestal do CRQ foi cerca de 376 % maior em comparação com o solo do afloramento de rochas quartzíticas, e o teor de K disponível foi cerca de 196 % maior em comparação com o solo do afloramento de rochas quartzíticas. No solo do capão florestal do CRQ os teores de Ca e Mg foram cerca de 264 e 243 % maior, respectivamente, em comparação com os demais *habitats* do CRQ. O teor de C lábil no solo do capão florestal no CRQ foi cerca de 187 % maior em comparação com os demais *habitats* do CRQ. O teor de COT no solo foi semelhante no solo do capão florestal e do afloramento de rochas quartzíticas (média 8,29 dag/kg) e cerca de 163 % maior do que no solo associado aos afloramentos de rochas quartzíticas.

Tabela 4. Resultados da caracterização química de solos associados três *habitats* típicos de Campos Rupestres Quartzíticos

Variável	CRQ1	CRQ2	CRQ3
pH H ₂ O ^{1/}	4,98 a	4,50 b	4,61 b
Al ³⁺ (cmol _e /kg)	1,92 c	2,39 b	3,70 a
H+Al (cmol _e /kg)	7,40 b	7,79 b	15,60 a
S (mg/kg)	19,11 b	17,28 b	36,89 a
P (mg/kg) ^{2/}	0,64 b	1,78 ab	2,41 a
K (mg/kg)	97,46 b	72,39 c	141,97 a
Ca (cmol _e /kg)	0,19 b	0,40 b	0,78 a
Mg (cmol _e /kg)	0,22 b	0,19 b	0,50 a
SB (cmol _e /kg)	0,65 b	0,78 b	1,92 a
t (cmol _e /kg)	2,58 b	3,17 b	5,62 a
T (cmol _e /kg)	8,05 b	8,57 b	17,52 a
V (%)	25,00 ns	24,40 ns	27,98 ns
m (%)	75,00 ns	75,60 ns	69,83 ns
Fe (mg/kg)	238,80 c	306,99 b	431,05 a
Mn (mg/kg)	15,57 b	22,22 b	124,64 a
Cu (mg/kg)	0,69 b	0,27 c	1,67 a
Zn (mg/kg)	1,62 b	2,25 b	3,20 a
C lábil (g/kg)	2,84 b	3,01 b	5,49 a
COT (dag/kg)	7,27 a	5,08 b	9,31 a
P-rem (mg/L) ^{3/}	43,61 a	48,27 a	14,11 b
Ni (mg/kg) ^{2/}	0,19 b	0,15 b	1,08 a
Cr (mg/kg) ^{2/}	1,82 a	0,79 b	0,55 c
Pb (mg/kg) ^{2/}	0,89 c	1,15 b	1,60 a

CRQ1: Solo quartzítico arenoso raso; CRQ2: Afloramento de rocha quartzítica; CRQ3: *Habitat* de Capão Florestal em Campo Rupestre Quartzítico; Al³⁺: teor de alumínio trocável; H+Al: acidez potencial; S: teor de enxofre disponível; P: teor de fósforo disponível; K: teor de potássio disponível; Ca: teor de cálcio trocável; Mg: teor de magnésio trocável; SB: soma de bases; t: CTC efetiva; T: CTC potencial; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; C lábil: teor de carbono lábil; COT: teor total de carbono de compostos orgânicos; P-rem: concentração de fósforo remanescente. ^{1/}Relação solo:água 1:2,5; ^{2/}Mehlich-3; ^{3/}Solução de equilíbrio 60 mg/L de P; Letras diferentes nas linhas indicam que as médias pertencem a grupos distintos pelo teste univariado de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). ns: indica que as médias são semelhantes e pertencem ao mesmo grupo.

Para os solos dos *habitats* no CRF às duas primeiras componentes principais explicaram 67,67 % da variabilidade do conjunto de dados originais (Figura 2A). Para os solos dos *habitats* no CRQ, as duas primeiras variáveis componentes principais explicaram 77,31 % da variabilidade do conjunto de dados. A análise multivariada mostrou que tanto no CRF quanto no CRQ o solo associado à formação Capão

Florestal apresenta maior variabilidade das características químicas, representada pela maior distribuição dos pontos nos gráficos *biplots*, em comparação com os demais *habitats* estudados no CRF e no CRQ. Para os dois geoambientes a primeira componente principal separou o solo do Capão Florestal (CRF3 e CRQ3) do solo dos demais *habitats* (CRF1, CRF2) e (CRQ1, CRQ2), respectivamente.

A sobreposição das nuvens de pontos indica que os solos associados aos três *habitats* estudados no CRF apresentam semelhanças para algumas características do solo (p. ex. pH, teores de Cr, Pb, Cu, Ca, Mn e saturação por bases). Contudo, os maiores teores de Fe, S, P, Al, K, Ni, a maior acidez potencial e maior saturação por alumínio estão associados ao solo do Capão Florestal no CRF. A partir dessas características a primeira componente principal separou o solo do *habitat* do Capão Florestal do solo associada a Canga Couraçada no CRF.

O pH do solo, o teor de Cr, o P-rem e a saturação por bases e por alumínio foram as variáveis que melhor agruparam os solos associados aos diferentes *habitats* do CRQ. A primeira componente principal separou o solo associado ao Capão Florestal do solo associado aos afloramentos quartzíticos e do solo quartzítico arenoso a partir das variáveis S, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Al, Ni, Pb, acidez potencial, CTC efetiva, CTC potencial e C lábil.

A PERMANOVA confirmou nitidamente os resultados sugeridos pelo teste univariado de Kruskal-Wallis e pela PCA, que os solos associados aos diferentes *habitats* no CRF e no CRQ formam diferentes grupos ($p < 0,05$) a partir de diferenças quanto às características químicas (Figura 3). O solo associado a Canga Nodular (CRF2) apresenta alguma semelhança com o solo associado a Canga couraçada (CRF1) e Capão Florestal no campo rupestre ferruginoso (CRF3). Entretanto, o solo dos *habitats* CRF1 e CRF3 pertencem a dois grupos distintos (Figura 3 A). Resultados semelhantes foram observados para os *habitats* no CRQ, onde o solo associado ao Capão Florestal (CRQ3) apresenta alguma semelhança com o solo associado ao afloramento de rocha quartzítica (CRQ2), mas não apresenta nenhuma sobreposição ao solo quartzítico arenoso raso (CRQ1) (Figura 3 B).

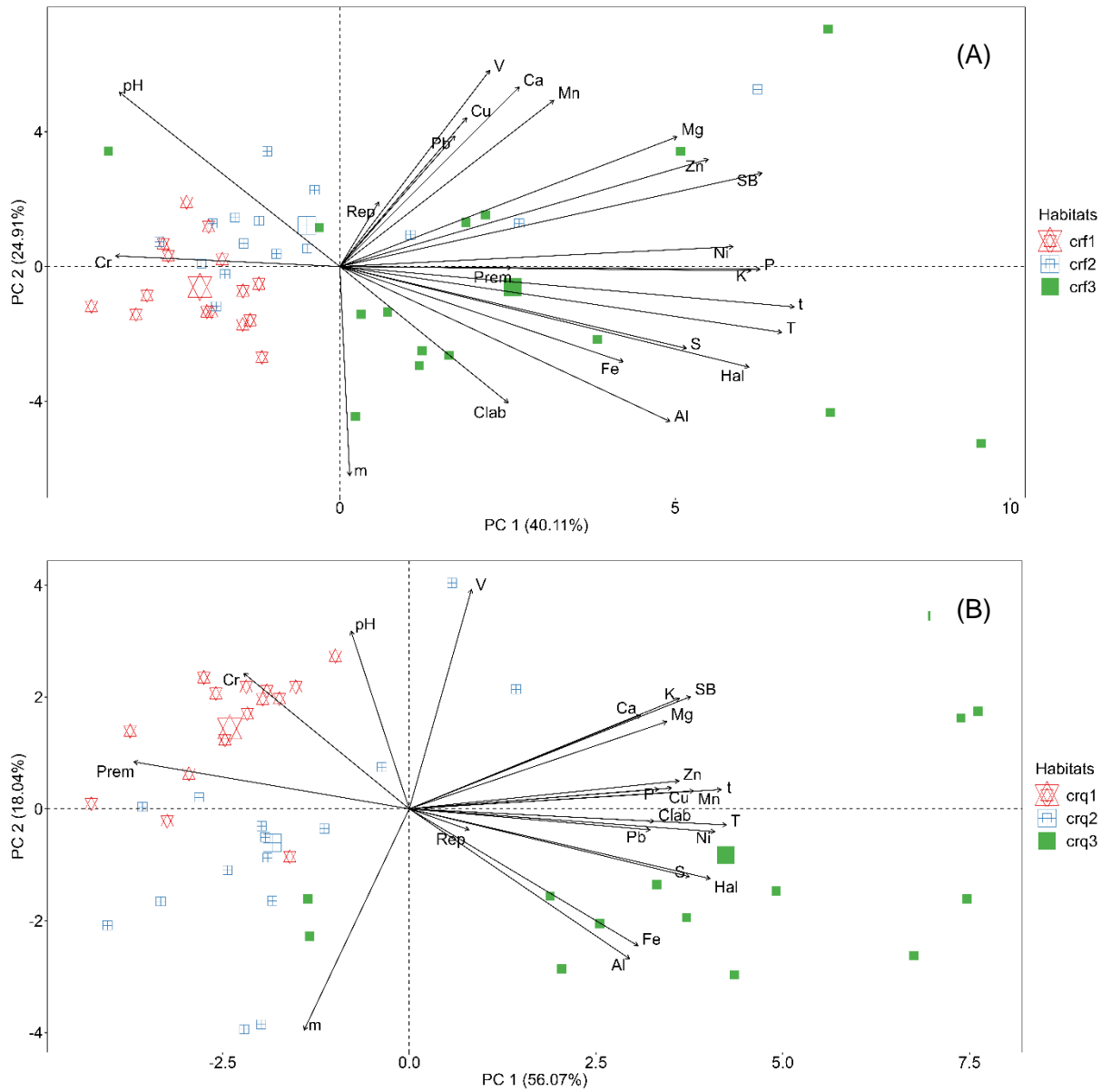


Figura 2. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) a partir de características químicas de solos associados a diferentes *habitats* em Campos Rupestres Ferruginosos (A) e em Campos Rupestres Quartzíticos (B).

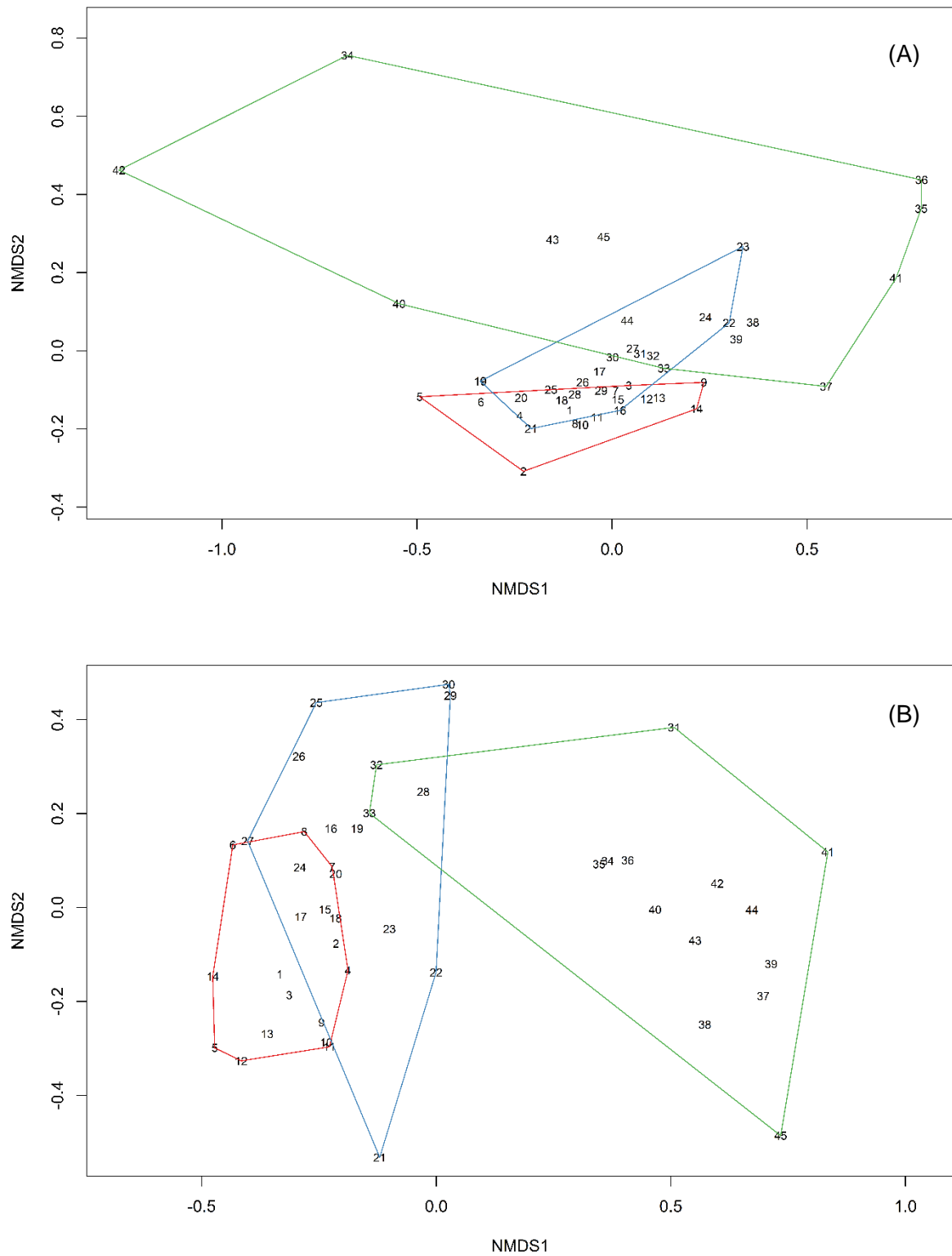


Figura 3. Resultados da PERMANOVA (*Permutation Multivariate Analysis of Variance*) a partir de características químicas de solos associados a diferentes *habitats* em Campos Rupestres Ferruginosos (A) e em Campos Rupestres Quartzíticos (B).

Níveis críticos

As Figuras 7 e 8 apresentam gráficos de superfície construídos a partir da sobreposição dos níveis críticos gerais de interpretação de resultados de análises de solo (ALVAREZ V et al., 1999) e dos resultados obtidos para o solo dos *habitats* do CRF e do CRQ, respectivamente. No solo de todos os *habitats* do CRF do CRQ o teor de Al^{3+} , a acidez potencial, a saturação por alumínio, os teores dos micronutrientes Fe, Mn e Zn, e os teores de COT foram maiores do que os níveis críticos para essas variáveis. Os teores dos macronutrientes P, Ca e Mg, a soma de bases e saturação por bases no solo de todos os *habitats* do CRF e do CRQ foram menores do que os níveis críticos para estas variáveis.

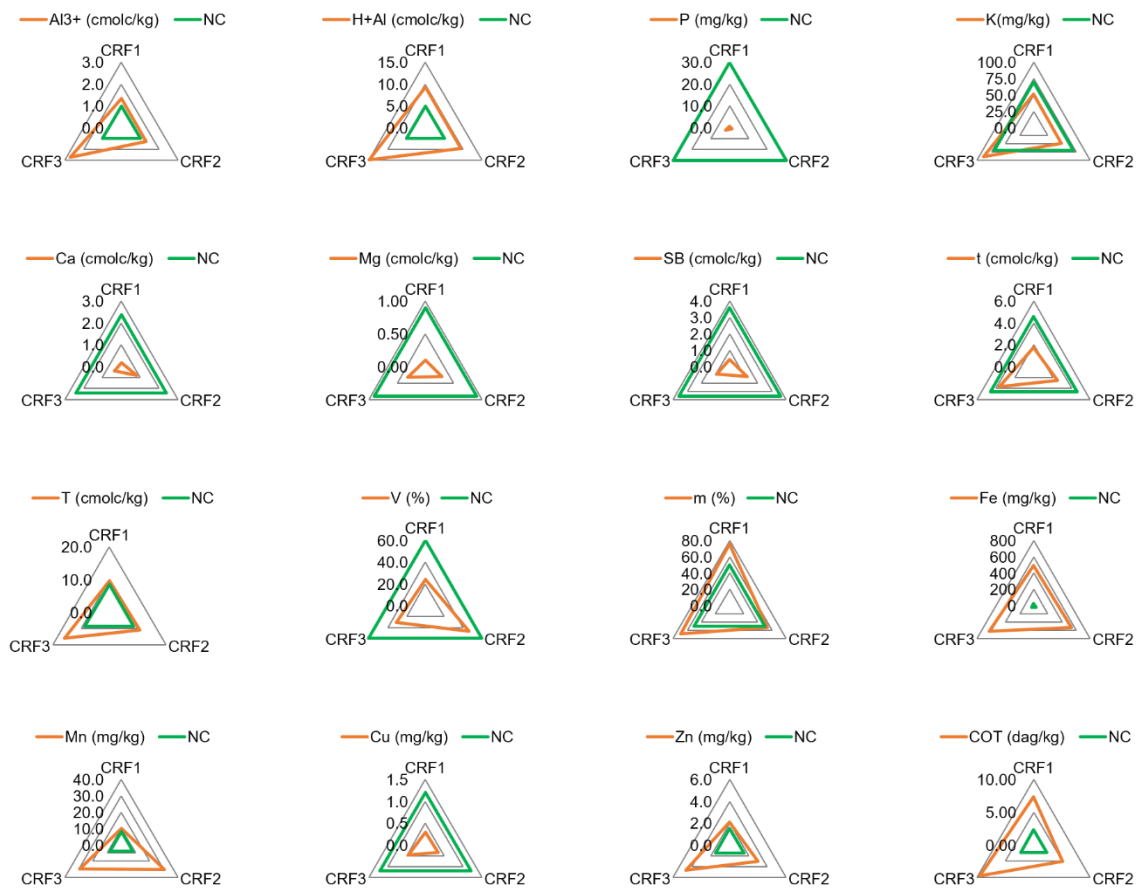


Figura 7. Gráficos de superfície para características químicas do solo associados aos *habitats* canga couraçada (CRF1), canga nodular (CRF2) e capão florestal (CRF3) em campos rupestres ferruginosos na Serra da Calçada, Quadrilátero Ferrífero. As linhas em verde

representam os níveis críticos (NC) estabelecidas a partir dos critérios gerais de interpretação de resultados de análises de solo (ALVAREZ V et al., 1999) e as linhas em laranja representam as médias observadas para as variáveis no solo dos diferentes *habitats*.

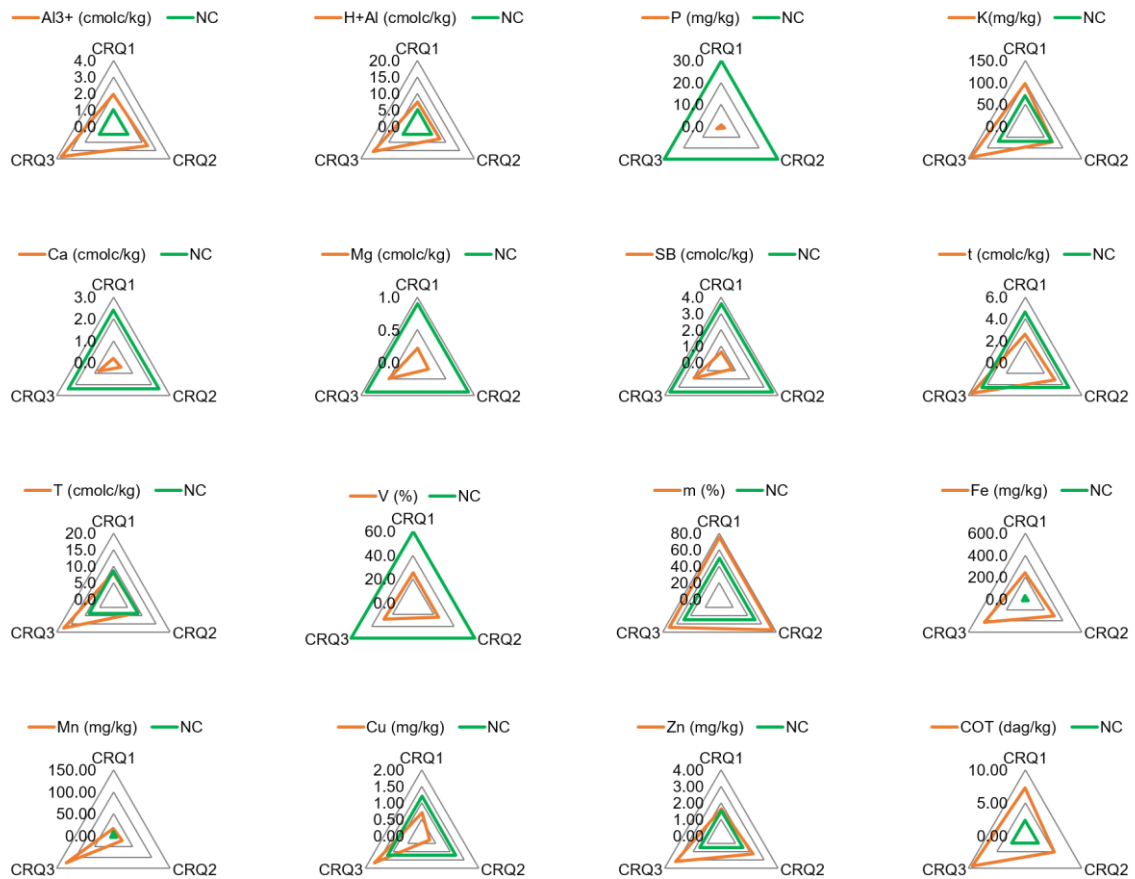


Figura 8. Gráficos de superfície para características químicas do solo associados aos *habitats* solo arenoso raso (CRQ1), afloramento de rochas quartzíticas (CRQ2) e capão florestal (CRQ3) em campos rupestres quartzíticos na Serra da Calçada, Quadrilátero Ferrífero. As linhas em verde representam os níveis críticos (NC) estabelecidas a partir dos critérios gerais de interpretação de resultados de análises de solo (ALVAREZ V et al., 1999) e as linhas em laranja representam as médias observadas para as variáveis no solo dos diferentes *habitats*.

Embora essas classes de interpretação sejam voltadas para solos em ecossistemas produtivos (agrícolas, florestais), servem como um critério qualitativo e ilustram as marcantes características de baixos teores de nutrientes (notadamente P, Ca e Mg) e elevados teores de elementos potencialmente tóxicos (notadamente Al, Fe, Mn e Zn). Essa metodologia de análise qualitativa também permite visualizar a

variabilidade das características químicas do solo entre os diferentes *habitats*, reforçando as micro variações entre os *habitats*.

Fracionamento da matéria orgânica do solo

Os teores de C nas frações MOP e MAM e o teor de COT foram diferentes entre os solos dos *habitats* no CRF (Figura 4 A) e entre os solos dos *habitats* no CRQ (Figura 4 B) ($p < 0,05$). Entre os *habitats* no CRF os teores de COT foram maiores no solo do *habitat* CRF3 (0,951 dag/kg) e do *habitat* CRF1 (0,737 dag/kg), seguido do *habitat* CRF2 (0,507 dag/kg). No CRQ os maiores teores de COT foram observados no solo dos *habitats* CRQ3 (0,931 dag/kg) e CRQ1 (0,727 dag/kg), seguido do *habitat* CRF2 (0,508 dag/kg).

No solo de todos os *habitats* estudados o C na fração MAM foi o que mais contribuiu para o COT. Entre os *habitats* do CRF o C da MAM representou entre 67 e 74 %, e o C da MOP representou entre 26 e 33 % do teor de COT do solo. Entre os *habitats* no CRQ o C da MAM representou cerca de 64 e 74 %, e o C da MOP representou entre 26 e 36 % do teor de COT do solo.

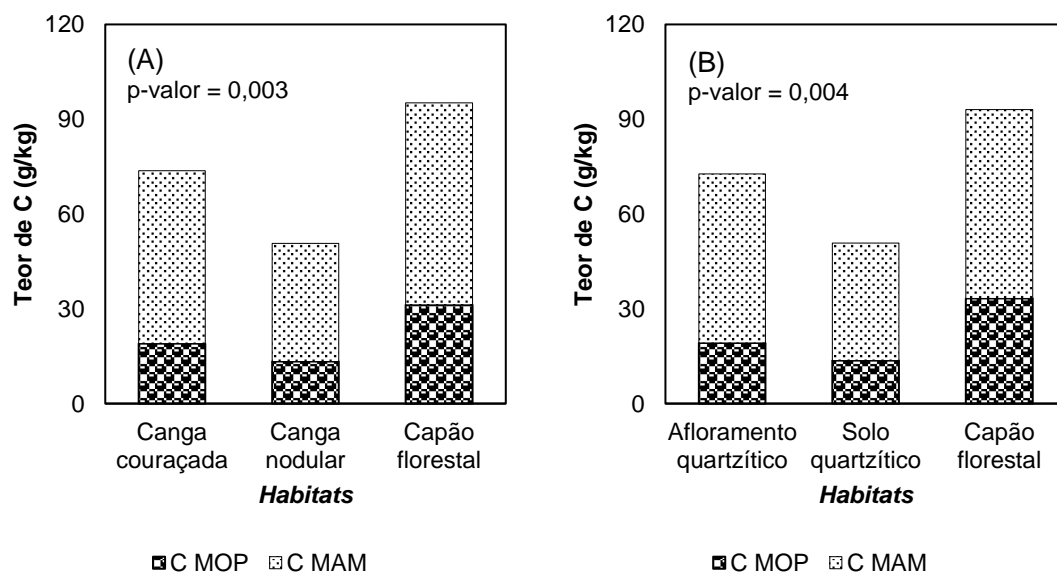


Figura 4. Gráficos de barras empilhadas representando as frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM) no solo de diferentes

habitats em Campo Rupestre Ferruginoso (A) e em Campo Rupestre Quartzítico (B). Diferentes letras minúsculas sobre as barras indicam diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

O teor de COT do solo pode ser dividido em diferentes frações, mais ou menos lábeis. O C lábil ou C ativo é uma dessas frações. O percentual de C lábil em relação ao teor de COT foi de 7,1 % para o solo do CRF1, 7,8 % para o solo do o CRF2 e 5,3 % para o solo do CRF3. No CRQ o percentual de C lábil em relação ao COT foi de 3,9 % para o solo do CRQ1 e 5,9 % para os solos do CRQ2 e CRQ3.

Produção e partição de biomassa da serapilheira dos capões florestais

O acúmulo total de biomassa e a partição da serapilheira foram semelhantes entre o capão florestal do CRF (CRF3) e o capão florestal do CRQ (CRQ3) ($p < 0,05$). No CRF3 a mediana do acúmulo total de serapilheira foi de 11,87 t/ha, e no CRQ3 foi de 13,19 t/ha (Tabela 4). Na serapilheira do capão florestal no CRF a fração miscelânea representou a maior parte da biomassa da serapilheira acumulada (66,6 %), seguido de folhas (20,4 %) e de galhos (13 %); no CRQ a miscelânea também representou a maior fração da serapilheira acumulada (66,3 %), seguido de galhos (18,7 %) e de folhas (15,1 %) (Figura 5).

Tabela 4. Medianas, desvio padrão (entre parêntesis) e resultados do teste de Wilcoxon para a biomassa dos compartimentos folhas, galhos, miscelânea e para o acúmulo total de serapilheira em capão florestal em Campo Rupestre Ferruginoso (CRF3) e em capão florestal em Campo Rupestre Quartzítico (CRQ3)

Geoambiente	Compartimento da serapilheira			Total
	Folhas	Galhos	Miscelânea	
	t/ha			
CRF	2,82 ^{ns} ($\pm 1,10$)	1,61 ^{ns} ($\pm 0,98$)	8,39 ^{ns} ($\pm 3,60$)	11,87 ^{ns} ($\pm 4,59$)
CRQ	2,17 ^{ns} ($\pm 0,93$)	1,86 ^{ns} ($\pm 2,19$)	8,31 ^{ns} ($\pm 3,80$)	13,19 ^{ns} ($\pm 5,33$)

CRF: campo rupestre ferruginoso; CRQ: campo rupestre quartzítico. De acordo com o teste de Wilcoxon, as medianas para os compartimentos folhas, galhos e miscelânea e para a produção total de biomassa da serapilheira entre o capão florestal do CRF e do CRQ.

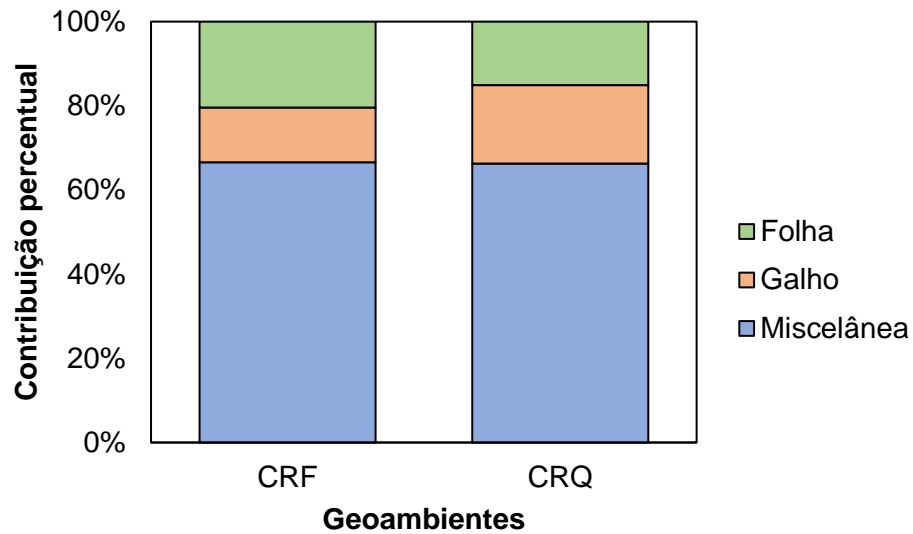


Figura 5. Gráfico de barras empilhadas representando a contribuição percentual dos componentes folhas, galhos e miscelânea da serapilheira em capões florestais em Campos Rupestres Ferruginosos (CRF) e Campos Rupestres Quartzíticos (CRQ).

Teores de nutrientes nas serapilheiras

Os resultados da análise multivariada para os teores de nutrientes e metais potencialmente tóxicos nos componentes folhas, galhos e miscelânea para a serapilheira do CRF3 e do CRQ3 estão apresentados na Figura 6. As duas primeiras componentes principais (CP) explicaram 68,40 % da variabilidade do conjunto de dados no CRF3 e 76,54 % no CRQ3. Tanto no CRF3 quanto no CRQ3 a primeira componente principal separou o compartimento miscelânea dos compartimentos folhas e galhos, associando fortemente os teores de Fe, Mn, Cu, Zn, Pb e Ni ao compartimento miscelânea. Os teores de Cd foram mais fortemente associados ao compartimento galhos, e os teores de Ca e Mg mais fortemente associados ao compartimento folhas.

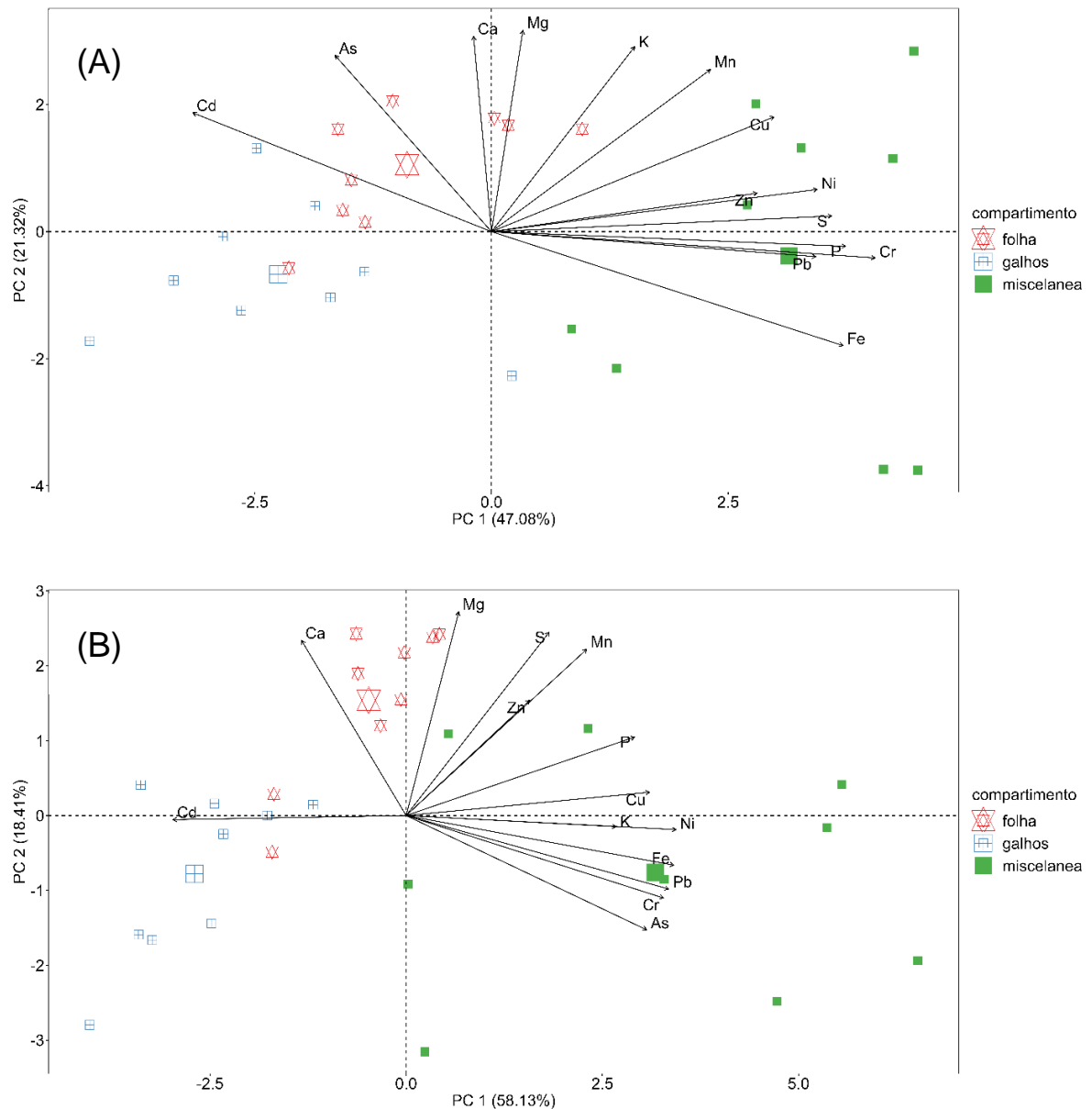


Figura 6. Biplots produzidos por análise de componentes principais para os teores de macronutrientes (S, P, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e metais potencialmente tóxicos (As, Cd, Pb, Ni) nos compartimentos folhas, galhos e miscelânea na serapilheira de capões florestais em Campos Rupestres Ferruginosos (A) e em Campos Rupestres Quartzíticos (B).

Em ambas as serapilheiras do CRF e do CRQ os elementos que apresentaram maior conteúdo foram Ca e Fe em todos os componentes analisados, seguidos de K, S, Mg, Zn, Cu e Cr. Os metais potencialmente tóxicos Ni e Pb foram os elementos encontrados em menores quantidades. Os elementos Cd e As não foram detectados, uma vez que apresentaram teores abaixo dos limites de quantificação.

Tabela 5. Resultados médias para o conteúdo de macronutrientes, micronutrientes e metais potencialmente tóxicos nos compartimentos folhas, galhos e miscelânea da serapilheira de capões florestais em Campos Rupestres

Compartimento	Macronutrientes					Micronutrientes				Metais potencialmente tóxicos				
	P	S	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	As	Cr
kg/ha														
<i>Capão Florestal no Campo Rupestre Ferruginoso (Habitat CRF3)</i>														
Folhas	16,32	36,56	39,71	440,2	51,39	333,1	33,63	0,30	1,29	0,04	-0,02	0,13	-0,04	0,30
Galhos	6,78	21,80	14,28	290,7	16,93	183,8	10,94	0,19	1,01	0,03	-0,01	0,05	-0,02	0,14
Miscelânea	73,18	153,38	118,47	1114,1	109,98	3852,6	115,47	1,49	6,09	0,36	-0,09	0,71	-0,21	2,22
Total ^{1/}	96,28	211,74	172,47	1845,1	178,31	4369,6	160,03	1,98	8,38	0,44	-0,12	0,89	-0,27	2,66
<i>Capão Florestal no Campo Rupestre Quartzítico (Habitat CRQ3)</i>														
Folhas	14,08	34,57	68,43	282,5	42,80	263,4	40,59	0,32	1,07	0,05	-0,02	0,23	-0,01	0,31
Galhos	8,62	31,19	36,44	251,5	28,72	161,5	25,11	0,27	1,05	0,03	-0,02	0,13	0,00	0,21
Miscelânea	67,33	138,92	397,88	603,5	119,16	3331,3	165,54	2,23	4,47	0,74	-0,08	1,89	1,20	5,67
Total ^{1/}	90,03	204,69	502,76	1137,5	190,68	3756,3	231,24	2,82	6,59	0,82	-0,12	2,26	1,19	6,19

^{1/}Soma dos conteúdos dos compartimentos folha, galho e miscelânea.

DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo corroboram os resultados observados em outros estudos quanto a acidez, a oligotrofia generalizada e os elevados teores de metais potencialmente tóxicos nos solos dos campos rupestres (CARVALHO FILHO; CURI; SHINZATO, 2010; NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008; SCHAEFER et al., 2023; SCHETTINI et al., 2018; VINCENT; MEGURO, 2008). Adicionalmente, os resultados deste estudo mostraram que existem importantes gradientes ambientais para características físicas e químicas do solo (p. ex. textura, umidade, acidez, teores de nutrientes e de metais pesados, e teores de carbono) entre os diferentes *habitats* no mesmo geoambiente. Esses gradientes ambientais criam habitats com características específicas e a sua preservação é fundamental para garantir a sobrevivência de diferentes especializações no ambiente (KRUCKEBERG; RABINOWITZ, 1985; WHITTAKER R H, 1954).

O gradiente ambiental do teor de argila do solo ao longo dos diferentes *habitats* condiciona diferenças quanto a capacidade de o solo armazenar água, representada pelos diferentes valores de equivalente de umidade do solo. Isso implica em diferenças entre os *habitats* na disponibilidade de água às plantas, o que é especialmente crítico no período seco, considerando a intensa sazonalidade climática da região. As diferenças observadas para o pH do solo, CTC efetiva e teores dos metais Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cr e Pb entre o solo do CRF e do CRQ – considerando todas as amostras de solo coletadas em cada geoambiente – podem ser explicados em função de diferenças entre os materiais de origem dos solos dos dois geoambientes (SPIER et al., 2007; SPIER; OLIVEIRA; ROSIÈRE, 2003). De modo semelhante, os teores de P disponível muito baixos no solo dos dois geoambientes estão relacionados a pobreza química dos materiais de origem dos solos desses dois ambientes para esse nutriente. Não obstante os itabiritos dolomíticos apresentem teores mais elevados de CaO e MgO em comparação com os itabiritos de quartzo (SPIER et al., 2007), os teores de Ca e Mg no solo dos dois geoambientes foram semelhantes entre si e muito baixos (ALVAREZ V et al., 1999). Além disso, o Quadrilátero Ferrífero é uma das mais antigas formações do relevo brasileiro e apresenta relevo bastante movimentado, ou seja, está sujeito há bastante tempo a lixiviação intensa e perda de solo por erosão (OLIVEIRA et al., 2021; VARAJÃO et al.,

2009). Também, a elevada acidez orgânica contribui para a remoção intensa de bases do complexo de troca do solo, facilitando as perdas por lixiviação (DIAS et al., 2003).

Entre os diferentes *habitats* no mesmo geoambiente as diferenças para as características químicas do solo podem ser explicadas em função de diferentes intensidades de intemperismo, resultando em diferenças na liberação de partículas minerais e elementos químicos. Isso foi observado em um estudo realizado em campos rupestres no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça (VINCENT; MEGURO, 2008), onde o solo associado a canga couraçada apresentou menor pH, maiores teores de P e matéria orgânica, maior acidez potencial e maior CTC, enquanto o solo da canga nodular apresentou maiores teores de Zn, Cu, Ca, Cd. A variação do pH do solo influencia a disponibilidade dos nutrientes e dos metais potencialmente tóxicos (SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007) e a deposição de material orgânico (vegetal e animal) fornece insumos para a ciclagem de nutrientes (RODRIGUES et al., 2021). Nesse sentido, o maior teor de COT no solo dos capões florestais no CRF e no CRQ explicam a maior soma de bases, os maiores teores de Al, P, K, S, maior CTC efetiva e potencial e a maior acidez potencial em comparação com os demais *habitats* nos respectivos geoambientes. Outro fator que contribui para a maior CTC do solo do capão florestal (CRF3 e CRQ3) é o maior conteúdo de argila observado no solo do capão florestal CRF3 e CRQ3.

Os elevados teores de COT observados no solo dos diferentes *habitats* – notadamente no solo dos capões florestais (CRF3 e CRQ3) – são um importante serviço ambiental dos campos rupestres (LAL, 2004). Fatores como a elevada temperatura, baixa disponibilidade hídrica, acidez elevada, baixos teores de nutrientes (notadamente P, Ca e Mg) e elevados níveis de metais no solo afetam negativamente a atividade microbiana e podem explicar os elevados teores de COT observados, mesmo em um ambiente caracterizado pela baixa produção de biomassa (BRASILEIRO et al., 2024). O aporte de C via exsudatos radiculares, dada a grande densidade de raízes de plantas e hifas de fungos nos *habitats* CRF3 e CRQ3, também explicam os maiores teores de C lábil e COT no solo do capão florestal em comparação com os demais *habitats* em cada geoambiente (COTRUFO; LAVALLEE, 2022).

A composição química e bioquímica dos resíduos vegetais também influencia fortemente a decomposição dos resíduos e a transferência de nutrientes para as plantas (SILVA et al., 2022). Contudo, não há informações sobre a caracterização

química e bioquímica dos resíduos vegetais dos campos rupestres, o que seria fundamental para melhor compreender a dinâmica de decomposição dos resíduos, ciclagem dos nutrientes e acúmulo de carbono no solo desses ambientes. Os trabalhos realizados por Porto e Silva (1989) e Schettini et al. (2018) em campos rupestres na Serra do Carajás e no QFe, respectivamente, mostram que as plantas desses ambientes apresentam elevados teores de metais pesados nos seus tecidos. Isso também pode influenciar a decomposição dos resíduos vegetais e explicar os elevados teores de COT observados no solo. Para elucidar essas questões são necessários novos estudos para avaliar a decomposição dos resíduos vegetais oriundos de comunidades de plantas associadas a diferentes habitats ao longo dos campos rupestres.

A maior profundidade do solo do capão florestal (CRF3 e CRQ3) em comparação com os demais *habitats* nos respectivos geoambientes, e a presença de camada de serapilheira, contribuem para condicionar no capão florestal um *habitat* com maior umidade no solo, além de proteção física contra erosão. Isso é especialmente importante quando se considera a sazonalidade climática intensa, com período frio e seco. Essas condições contribuem fundamentalmente para configurar no Capão Florestal um *habitat* que oferece uma complexa diversidade de micro variações (ou micro *habitats*), que culminam por abrigar diferentes estratégias. Por exemplo, a camada de serapilheira de aproximadamente 6-8 cm é formada por restos de folhas e troncos mais a superfície, e oferece oportunidade para líquens e musgos. Uma diversidade de corpos de frutificação de fungos também pode ser observada, com suas hifas emaranhadas a serapilheira e as raízes das plantas, e penetrando no solo.

A camada de serapilheira presente no *habitat* do capão florestal (CRF3 e CRQ3) certamente contribui para a proteção física do solo contra impactos de gotas de chuva, evitando as perdas de solo por erosão. Além disso, a serapilheira é um componente fundamental para o processo de ciclagem de nutrientes (VITAL et al., 2004; ZAIA; GAMA-RODRIGUES, 2004), contribuindo para manter os maiores teores de nutrientes no solo do capão florestal. A semelhança para a produção de biomassa e para a partição da serapilheira no CRF3 e no CRQ3 pode ser explicada em função da semelhança quanto ao porte da vegetação do capão florestal, independentemente da geologia (CRF e CRQ).

Acúmulo de serapilheira em Cerradão: 10,8 t/ha (MARTINS et al., 2021). Muito semelhante ao observado nas áreas de estudo. Os resultados observados para o presente estudo estão dentro do observado para o Cerrado e outros biomas brasileiros, conforme dados apresentados em trabalho de revisão de literatura sobre o acúmulo de serapilheira em diversos biomas e sistemas produtivos no Brasil (RODRIGUES et al., 2021). Para fins de comparação com ecossistemas de produção, as quantidades de serapilheira acumulada nas áreas de capão florestal no CRF e no CRQ são semelhantes aos valores observados plantios de *Eucalyptus grandis* com 8 anos (primeira rotação) e 1,5 anos (segunda rotação), mas menores em comparação com plantios de 5 anos em segunda rotação (CUNHA; COSTA; GAMA-RODRIGUES, 2020).

A sobreposição desses gradientes configura *habitats* com diferentes características dentro do mesmo geoambiente, funcionando como filtros ambientais para estruturação de diferentes comunidades de plantas (ZAPPI et al., 2019). Esse é um dos motivos pelos quais os campos rupestres apresentam elevados índices de diversidade alfa (α), ou seja, relacionada com as variações e micro variações ambientes (CARMO; JACOBI, 2013; JACOBI; CARMO, 2008; NOGUEIRA et al., 2008). Esse fato cria uma condição de extrema relevância do ponto de vista da conservação de espécies, indicando ser necessário considerar as variações e micro variações locais para o manejo de áreas de preservação, bem como para a seleção de novas áreas prioritárias para a conservação. Isso se justifica diante do objetivo de garantir a preservação da diversidade de condições ambientais, considerando sua relação com a distribuição da biodiversidade das plantas (SCHAEFER et al., 2017).

Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, as informações obtidas nesse estudo são extremamente relevantes, pois indicam a necessidade de analisar e considerar a variabilidade ambiental em projetos de preservação ambiental dos remanescentes de campos rupestres. Para refinar a aplicação desses resultados são necessários mais estudos para aprofundar o conhecimento da relação solo-vegetação ao longo dos *habitats* nos campos rupestres.

CONCLUSÕES

A vegetação dos campos rupestres ferruginosos e quartzíticos experimentam diferenças quanto o pH, teores de S e K, teores dos metais Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb e Cr, além da CTC efetiva, saturação por bases, saturação por alumínio e teor de C lábil do solo. Essas diferenças se devem, principalmente, a diferenças entre os materiais de origem desses solos.

As variações nos conteúdos de argila condicionam ambientes com diferenças quanto a capacidade de retenção de água, o que é um filtro crucial na determinação das fitofisionomias e na fitossociologia ao longo dos diferentes *habitats* dos campos rupestres.

O solo associado aos diferentes *habitats* em cada geoambiente também apresentam diferenças quanto as características físicas e químicas, compondo um gradiente de condições ambientais influenciado por variações e micro variações como grau de intemperismo, acúmulo de material orgânico, lixiviação diferencial dentre outros fatores.

A produção de biomassa e as características químicas da serapilheira foram semelhantes entre os capões florestais no CRF e no CRQ, certamente, em função da grande semelhança estrutural da vegetação desses dois *habitats*. O compartimento serapilheira nas áreas de capão florestal são muito importantes para a manutenção de níveis mais elevados de nutrientes e de carbono no solo, condicionando um ambiente ligeiramente menos restritivo quanto a disponibilidade de nutrientes e retenção e disponibilização de água às plantas.

REFERÊNCIAS

ALVAREZ V, V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais** e **fertilizantes em Minas Gerais**. 5. ed. Viçosa (MG): CFSEMG, 1999. p. 25–32.

ANM. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas (ano base 2021)** Brasília Agência Nacional de Mineração, , 2023.

ANTONINI, Y. et al. Richness and Behavior of Insect Visitors of *Stachytarpheta glabra* Cham. **MG Neotropical Entomology**, v. 486, n. 4, p. 555–564, 2005.

BELO, R. M. et al. Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de campo rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 817–828, dez. 2013.

BENITES, V. M. et al. Caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos sob Campos de Altitude no parque estadual da Serra do Brigadeiro (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 661–674, 2001.

BENITES, V. M. et al. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 569–577, dez. 2007.

BRASIL. **LEI Nº 9.605, DE 12 DE FEVEREIRO DE 1998** Brasil, 1998. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm>

BRASIL. **LEI Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000** Brasil, 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>

BRASILEIRO, A. R. DA S. et al. Cinética da decomposição da matéria orgânica vegetal e liberação do CO₂ edáfico em sistemas de cultivo e em áreas de floresta. **Revista JRG de Estudos Acadêmicos**, v. 7, p. 1–13, 2024.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.

CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 527–541, set. 2013.

CARVALHO FILHO, A. DE; CURI, N.; SHINZATO, E. Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. **Pesq. agropec. bras.**, v. 45, n. 1, p. 903–916, 2010.

CONCEIÇÃO, A. A.; GIULIETTI, A. M.; MEIRELLES, S. T. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 335–347, 2007.

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**, v. 23, n. 1, p. 85, 3 jun. 2005.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R. Diversity of four sites on “campos rupestres” in the Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: Different compositions but similar richness. **Rodriguesia**, v. 58, n. 1, p. 193–206, 1 jan. 2007.

COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J. M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. In: **Advances in Agronomy**. [s.l.: s.n.]. v. 172p. 1–66.

CUNHA, G. M.; COSTA, G. S.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Litter stock and quality in eucalyptus grandis in Northern Rio de Janeiro State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 3, p. 1–8, 2020.

DIAS, H. C. T. et al. Caracterização de solos altimontanos em dois transectos no Parque Estadual do Ibitipoca (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 469–481, jun. 2003.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solos**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.

FERNANDES-FILHO, E. I. et al. The unique and endangered Campo Rupestre vegetation and protected areas in the Iron Quadrangle, Minas Gerais, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 66, n. April 2021, 2022.

JACOBI, C. M. et al. Plant communities on ironstone outcrops: A diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2185–2200, 2007.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1–2, p. 25–33, 2008.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO; VINCENT, R. DE C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345–353, 2008.

JOLY, A. B. Os Campos Rupestres. In: **Conheça a vegetação brasileira**. 1. ed. São Paulo: Editada da Universidade de São Paulo, 1970. p. 121–136.

KRUCKEBERG, A. R.; RABINOWITZ, D. Biological aspects of endemism in higher plants. **Annual review of ecology and systematics**. Vol. 16, v. 16, n. 1985, p. 447–479, 1985.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. v. 304, n. June, p. 1623–1628, 2004.

MARTINS, T. O. et al. Accumulated litter and nutrient stock in biomass and in soil in forest formations in the Cerrado. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. 129, p. 1–8, 2021.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 66, n. 3, p. 675–683, 1 jul. 2012.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Phanerogamic flora and vegetation of Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 20160236, 30 jan. 2017.

NEGREIROS, D. et al. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes de campo rupestre na Serra do Cipó, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, 2012.

- NEGREIROS, D.; MORAES, M. L. B.; FERNANDES, G. W. Caracterização da fertilidade dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG, Brasil. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal**, v. 8, n. 3, p. 30–39, 2008.
- NEVES, S. P. S.; CONCEIÇÃO, A. A. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 697–707, 2010.
- NOGUEIRA, I. DE S. et al. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, v. 35, n. 2, p. 219–233, 2008.
- OLIVEIRA, D. A. DOS S. et al. LITOSSEQUÊNCIA DE SOLOS NA SERRA DA MOEDA , QUADRILÁTERO FERRÍFERO. **Geociências**, v. 40, p. 1063–1080, 2021.
- PORTO, M. L.; SILVA, M. F. F. DA. Tipos de vegetação metalófila em áreas da serra de Carajás e de Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, n. 2, p. 13–21, 1989.
- RIBEIRO, J. P. O.; PAULA-SOUZA, J.; SILVA, C. J. Morphoanatomy of vegetative organs of two species of *Cattleya* (Orchidaceae) native to Brazil. **Rodriguesia**, v. 71, p. e01672017, 17 abr. 2020.
- RODRIGUES, J. I. DE M. et al. Aporte e estoque de serapilheira no Brasil: uma análise bibliométrica da produção científica de 2008 a 2019. **Scientia Plena**, v. 17, n. 6, 2021.
- ROSA, P. O.; ROMERO, R. The genus *Myrcia* (Myrtaceae) in “campos rupestres” of Minas Gerais Brazil. **Rodriguesia**, v. 63, n. 3, p. 613–633, 2012.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Geoambientes, solos e estoques de carbono na Serra Sul de Carajás, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 11, n. 1, p. 85–101, 2017.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Soils of Campos Rupestres (Rupestrian Grasslands) of the Old Brazilian Mountain Ranges. In: [s.l.] Springer, Cham, 2023. p. 343–362.
- SCHETTINI, A. T. et al. Exploring Al, Mn and Fe phytoextraction in 27 ferruginous rocky outcrops plant species. **Flora**, v. 238, p. 175–182, 1 jan. 2018.
- SILVA, J. P. et al. Decomposition and nutrient release from legume and non-legume residues in a tropical soil. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, p. 1–16, 2022.
- SOUSA, D. M. G. DE; MIRANDA, L. N. DE; OLIVEIRA, S. A. DE. Acidez do solo e a sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 206–274.
- SPIER, C. et al. Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the

Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Precambrian Research**, v. 152, n. 3–4, p. 170–206, 20 jan. 2007.

SPIER, C. A.; OLIVEIRA, S. M. B.; ROSIÈRE, C. A. Geology and geochemistry of the Águas Claras and Pico Iron Mines, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Mineralium Deposita**, v. 38, n. 6, p. 751–774, 5 jul. 2003.

VARAJÃO, C. A. C. et al. Estudo da evolução da paisagem do quadrilátero ferrífero (Minas Gerais, Brasil) por meio da mensuração das taxas de erosão (10be) e da pedogênese. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1409–1425, 2009.

VIANA, P. L. et al. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. **Rodriguésia**, v. 67, n. 5, p. 1107–1124, 1 dez. 2016.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 157–177, 2007.

VINCENT, R. D. C.; MEGURO, M. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 3, p. 377–388, 2008.

VITAL, A. R. T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793–800, dez. 2004.

WHITTAKER R H. The Ecology of Serpentine Soils Author(s): R. H. Whittaker Source: **Ecology**, v. 35, n. 2, p. 258–288, 1954.

ZAIA, F. C.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 843–852, 2004.

ZAPPI, C. et al. Plotting a future for Amazonian canga vegetation in a campo rupestre context. **PLoS ONE**, v. 14, n. 8, 2019.

TERCEIRO CAPÍTULO

CICLAGEM BIOQUÍMICA DE NUTRIENTES E DE ELEMENTOS NÃO ESSENCIAIS EM ESPÉCIES DE PLANTAS DE CAMPOS RUPESTRES

RESUMO: Os campos rupestres abrigam uma vegetação endêmica relictual fortemente adaptada as condições xerófilas e oligotróficas. Em Minas Gerais, os campos rupestres ocorrem na região do Quadrilátero Ferrífero, uma das mais importantes províncias metalíferas do mundo. Por isso, os campos rupestres em Minas Gerais são imediatamente ameaçados pela mineração de ferro. O objetivo deste trabalho foi avaliar a estratégia de espécies de plantas de campos rupestres quanto a ciclagem bioquímica de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos, de modo a subsidiar o planejamento da recuperação ambiental das áreas mineradas nesta região. O estudo foi realizado na Serra da Calçada, município de Brumadinho-MG. Dez espécies de plantas pertencentes a nove gêneros foram selecionadas, e amostras de folhas jovens e folhas senescentes foram coletadas. Depois de devidamente preparadas, as amostras de plantas foram analisadas para determinar os teores totais de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos. A partir da relação entre os teores dos elementos nas folhas senescentes e nas folhas jovens foi calculada a magnitude relativa da ciclagem bioquímica, estabelecendo o Ca como elemento marcador. Os resultados para os teores totais dos elementos nas plantas foram resumidos por meio de estatísticas descritivas. Os dados para a ciclagem bioquímica dos elementos foram submetidos a análises de agrupamento ($p < 0,05$) e os resultados foram expressos por meio de dendrogramas. Ampla variabilidade dos teores de nutrientes e elementos não essenciais foram observadas entre as espécies. Dentre as espécies estudadas não foram observadas nenhuma espécie acumuladora de metais pesados, mesmo que algumas espécies tenham apresentado teores de Fe e, ou Mn na ordem de 1.000 mg/kg. Valores positivos e negativos foram observados para a magnitude relativa da ciclagem bioquímica, o que mostra a coexistência da estratégia de ciclagem e não ciclagem bioquímica dos nutrientes e elementos não essenciais. A maioria das espécies apresentou a estratégia de ciclagem bioquímica para a maioria dos elementos analisados, inclusive para elementos não essenciais como Ni e Cr. Do ponto de vista da recuperação de campos rupestres degradadas essas informações são relevantes pois indicam a necessidade de considerar a diversidade de estratégias da vegetação em projetos de recuperação. Esses resultados são também promissores para a revegetação de substratos metalíferos e com baixos teores de nutrientes, pois fornece informações para a seleção de espécies de plantas mais adaptadas as características do substrato.

Palavras-chave: Estratégias da vegetação, espécies endêmicas, preservação ambiental, elementos tóxicos, vegetação rupestre.

INTRODUÇÃO

Campos Rupestres (CRs) é o termo utilizado para se referir a vegetação que se desenvolve sobre afloramentos rochosos em topos de morros no estado de Minas Gerais (JOLY, 1970) e em outras regiões do Brasil (CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005; PORTO; SILVA, 1989). A vegetação dos CRs é caracterizada por um estrato herbáceo mais ou menos contínuo, entremeado por subarbustos e arbustos esparsos (CARMO; JACOBI, 2013), crescendo em manchas de solo acumuladas sobre as rochas ou diretamente sobre o substrato rochoso (ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; JACOBI et al., 2007; SCHAEFER et al., 2017). Comumente, a vegetação dos CRs se desenvolve associada a solos rasos e pedregosos, com baixa capacidade de armazenar água, fortemente ácidos e oligotróficos, e com elevados teores de metais pesados (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; SCHAEFER et al., 2017, 2023; SCHETTINI et al., 2018).

A vegetação dos CRs experimenta ainda isolamento geográfico nos topos de montanhas, sazonalidade climática e intensa variabilidade de condições de substratos disponíveis para crescimento. Todos esses fatores resultaram em uma vegetação relictual única, fortemente marcada pelo endemismo e adaptadas às condições xéricas e oligotróficas (CARMO; JACOBI, 2013; JACOBI et al., 2007). Não obstante sua importância, a vegetação dos CRs é ainda pouco estudada e fortemente ameaçada, com diversas espécies listadas como sob algum grau de ameaça (MESSIAS et al., 2017; MOURÃO; STEHMANN, 2007; SIBBR, 2023).

O solo exerce grande controle sobre a vegetação nos CRs, influenciando aspectos da fitofisionomia e da fitossociologia das comunidades vegetais (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; MESSIAS et al., 2013; VINCENT; MEGURO, 2008). Elevados índices de diversidade alfa e beta nos CRs são atribuídos ao isolamento geográfico e a variabilidade de substratos (CARMO; JACOBI, 2013; JACOBI; CARMO, 2008). A vegetação dos CRs também apresenta diferentes estratégias reprodutivas, em função da sazonalidade climática (BELO et al., 2013), e diferentes estratégias quanto a absorção de metais tóxicos no solo (SCHETTINI et al., 2018). Estratégias como nanismo e gigantismo também são relatadas (PORTO; SILVA, 1989). Contudo, pouco se conhece sobre as estratégias da vegetação dos CRs para lidar com a oligotrofia extrema – especialmente de P, Ca e Mg – dos solos dos CRs (CARVALHO FILHO; CURI; SHINZATO, 2010; NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008).

Em Minas Gerais, os CRs ocorrem sobre topos de montanhas em uma região conhecida como Quadrilátero Ferrífero (QFe), uma das mais importantes províncias minerais do mundo, responsável por cerca de 52 % da produção de minério de ferro bruto do Brasil (ANM, 2023; SPIER et al., 2007; SPIER; OLIVEIRA; ROSIÈRE, 2003). Isso torna a vegetação dos CRs no QFe extremamente vulnerável, uma vez que ela recobre importantes depósitos de minério de ferro de interesse mundial. Embora o minério de ferro seja uma das principais *commodities* do Brasil, a mineração de ferro está associada a diversos impactos ambientais negativos, como a descaracterização e descontinuidade de habitats, e a geração de passivos ambientais como as pilhas de rejeitos (BRASIL, 2020). O Brasil impõe compromissos aos empreendimentos minerários para preservar a biodiversidade e reparar os danos ambientais, de acordo com a legislação ambiental brasileira e baseados em conhecimentos técnicos e científicos (p. ex. BRASIL, 1988, 2020)

Nesse sentido, investigar as estratégias da vegetação dos CRs para lidar com a oligotrofia e os elevados teores de metais pesados no solo pode orientar a seleção de espécies de plantas de CRs com maior potencial para a revegetação de materiais com diferentes características. Ainda, essas informações podem orientar o manejo de áreas de preservação, contribuindo para a preservação da biodiversidade. Portanto, os objetivos com esse trabalho foram (i) caracterizar o estado de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos nas folhas e (ii) identificar a estratégia de ciclagem bioquímica para macronutrientes, micronutrientes e elementos potencialmente tóxicos em espécies de plantas de campos rupestres.

MATERIAL E MÉTODOS

Local do estudo

O estudo foi realizado em áreas de campos rupestres na Serra da Calçada, localizada as margens orientais da rodovia 040, entre os municípios de Brumadinho e Nova Lima, na região metropolitana de Belo Horizonte (Minas Gerais). A Serra da Calçada está localizada na porção oeste do Quadrilátero Ferrífero, em uma região de grande densidade demográfica. Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística (IBGE, 2022) mostram que a densidade demográfica média em Minas Gerais é de 35,02 habitantes/km², ao passo que no município de Brumadinho a densidade populacional é de 60,86 habitantes/km² e em Nova Lima a densidade demográfica é de cerca de 260,18 habitantes/km². No município de Belo Horizonte (a cerca de 32 km da Serra da Calçada) a densidade é de 6.988,18 habitantes/km².

Na Serra da Calçada os CRs ocorrem sobre afloramentos de rochas ferruginosas e quartzíticas (VIANA; LOMBARDI, 2007). Esses dois litotipos e seus solos derivados ocorrem entremeados ao longo da paisagem, com zonas de transição abruptas. Isso resulta em um intenso e complexo mosaico de condições de substratos para crescimento da vegetação, que variam desde rochas nuas, substratos rochosos e porções de material pedogenizado acumulado sobre as rochas e entre fraturas das rochas. Um desses tipos de substratos é a canga, que são formações ricas em ferro que datam do Pré-cambriano.

As cangas variam amplamente em espessura e em área que ocupam. As cangas podem se apresentar como uma camada sólida mais ou menos espessa sobre a qual pode se acumular porções de material pedogenizado, ou com fraturas que variam amplamente em tamanho e profundidade, nas quais também se acumula material pedogenizado (MOURÃO; STEHMANN, 2007; SCHAEFER et al., 2017; VIANA; LOMBARDI, 2007). Essas porções de material pedogenizado servem de substratos para estabelecimento de vegetação. Espécies tolerantes à dessecação podem se desenvolver associadas diretamente sobre as cangas, como se observa para espécies da família da Vellozia (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007). Comumente o solo associado a canga é referido como solo nodular, em função das concreções de ferro (SCHAEFER et al., 2017), são solos ácidos e apresentam baixos teores de nutrientes e elevados teores de elementos potencialmente tóxicos.

Caracterização do solo

A caracterização física (Tabela 1) do solo associado a canga ferruginosa mostrou que o solo da área de estudo é de textura franco-argiloarenosa (SANTOS et al., 2015). O conteúdo de areia total foi de 54,9 %, o que explica a baixa capacidade de retenção de água (equivalente de umidade de 0,160 kg/kg). A densidade de

partículas relativamente alta (3,17 kg/dm³) se deve à composição química e mineral do material de origem.

Tabela 1. Caracterização textural, equivalente de umidade, densidade de partícula e cor do solo associado a canga ferruginosa no Campo Rupestre Ferruginoso na Serra da Calçada

Caracterização textural ^{1/}				EU	Dp	Cor do solo	
AG	AF	Silte	Argila			Úmida	Seca
kg/kg					kg/dm ³		
0,495	0,054	0,186	0,265	0,160	3,17	2,5YR 2,5/3	10R 2,5/2

^{1/}De acordo com os limites estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (FERREIRA, 2010); AF: areia fina; AG: areia grossa; EU: equivalente de umidade; Dp: densidade de partículas.

De acordo com os critérios gerais de interpretação de análises de solo propostos por Alvarez V. et al. (1999), o solo apresenta acidez elevada (pH 4,55), teores de P, Ca, Mg muito baixos e teor de K médio (Tabela 2). Em consequência disso, a soma de bases é muito baixa. O teor de Al³⁺ é alto e a acidez potencial é muito alta. O solo apresenta CTC efetiva média e a CTC potencial alta. Em função dos elevados teores de Al³⁺ e da baixa soma de bases, o solo apresentou saturação por Al³⁺ média e saturação por bases muito baixa. Quanto aos metais micronutrientes, o teor de Cu é muito baixo, os teores de Zn e Mn são bons e o teor de Fe é alto. A concentração dos nutrientes e elementos potencialmente tóxicos no solo decresce na seguinte ordem: Fe >> K > Ca > S > Mg > Mn > Zn > P > Cu ≈ Cr > Ni.

Tabela 2. Resultados da estatística descritiva para as características químicas do solo da área de estudo

Características	Mínimo	Máximo	Média ^{1/}	DP	CV
pH H ₂ O ^{2/}	4,25	4,81	4,55	0,16	3,49 %
P (mg/kg) ^{3/}	0,32	1,56	0,70	0,31	44,42 %
K (mg/kg)	30,33	83,57	51,36	11,63	22,65 %
Al ³⁺ (cmol _c /kg)	1,01	2,19	1,33	0,36	27,21 %
Ca ²⁺ (cmol _c /kg)	0,00	0,46	0,19	0,16	83,77 %
Mg ²⁺ (cmol _c /kg)	0,06	0,15	0,10	0,03	30,81 %
C lábil (g/kg)	3,62	6,86	5,23	1,00	19,22 %
H+Al (cmol _c /kg)	7,40	13,00	9,32	1,81	19,40 %
SB (cmol _c /kg)	0,85	2,25	1,60	0,37	23,21 %
t (cmol _c /kg)	1,97	3,89	2,94	0,52	17,86 %
T (cmol _c /kg)	8,25	14,35	10,92	1,96	17,91 %
V (%)	10,39	23,16	17,52	4,09	23,37 %
m (%)	33,85	61,81	45,36	8,50	18,73 %
Fe (mg/kg) ^{3/}	314,06	653,26	495,13	93,36	18,85 %
Mn (mg/kg) ^{3/}	3,10	31,14	9,88	7,75	78,45 %
Cu (mg/kg) ^{3/}	0,11	0,72	0,29	0,19	64,89 %
Zn (mg/kg) ^{3/}	1,20	3,19	2,11	0,59	28,14 %
S (mg/kg) ^{3/}	18,27	38,90	23,71	5,11	21,55 %
Ni (mg/kg) ^{3/}	0,08	0,21	0,14	0,04	25,55 %
Cr (mg/kg) ^{3/}	0,26	0,34	0,29	0,03	9,13 %
Pb (mg/kg) ^{3/}	0,44	1,07	0,70	0,15	21,72 %
Prem (mg/L) ^{4/}	25,65	50,81	39,07	6,13	15,69 %

P: teor de fósforo disponível; K: teor de potássio disponível; Al³⁺: teor de alumínio trocável; Ca²⁺: teor de cálcio trocável; Mg²⁺: teor de magnésio trocável; C lábil: teor de carbono lábil; H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases; t: CTC efetiva; T: CTC total; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; Fe: teor de ferro disponível; Mn: teor de Mn disponível; Cu: teor de cobre disponível; Zn: teor de zinco disponível; S: teor de enxofre disponível; Ni: teor de níquel disponível; Cr: teor de cromo disponível; Pb: teor de chumbo disponível; Prem: concentração de fósforo remanescente. ^{1/}n = 15; ^{2/} Relação solo:água 1:2,5; ^{3/}Mehlich-1; ^{4/}Solução de equilíbrio de 60 mg/L de P.

Seleção de espécies de plantas

Dez espécies de plantas distribuídas em oito famílias botânicas foram amostradas nesse estudo. *Dasyphyllum sprengelianum* e *Lychnophora pinaster* (Asteraceae) são dois arbustos terrícolas endêmicos de regiões montanhosas do leste brasileiro. A espécie *L. pinaster* (popularmente conhecida como arnica ou arnica-mineira) é apontada como uma espécie facilitadora, possuindo grande importância em

planos de recuperação de áreas degradadas (JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008). *Mimosa calodendron* (Fabaceae) é um arbusto que ocorre em montanhas no leste (Minas Gerais e São Paulo) e no sul (Santa Catarina) do Brasil. *Cinnamomum quadrangulum* (Lauraceae) é um arbusto terrícola endêmico do estado de Minas Gerais. *Peixotoa tomentosa* (Malpighiaceae) é uma espécie terrícola de porte arbustivo ou subarbustivo endêmica do cerrado brasileiro, com ocorrência em diversos estados do Brasil. *Cattleya caulescens* (Orchidaceae) é uma erva rupícola endêmica do estado de Minas Gerais. *Echinolaena inflexa* (Poaceae) (conhecida popularmente como capim flecha ou capim flechinha) é uma erva terrícola com ampla ocorrência em todas as regiões do Brasil. *Vellozia compacta* (Velloziaceae) (conhecida popularmente como canela-de-ema) é um subarbusto dracenóide rupícola e terrícola nativo dos campos rupestres sobre as montanhas do leste do Brasil (Minas Gerais). *Stachytarpheta glabra* (Verbenaceae) (conhecida popularmente como gervão) é um arbusto terrícola endêmico de campos rupestres no leste do Brasil. *Myrsine umbellata* (Myrsinaceae) é uma árvoreta terrícola perene com folhas perenifólias.

As espécies selecionadas para este estudo aparecem em diversos estudos fitossociológicos realizados no QF (p. ex. ATAÍDE; CASTRO; FERNANDES, 2011; JACOBI; CARMO, 2008; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2012, 2013, 2017; VIANA; LOMBARDI, 2007). Dentre as espécies estudadas é importante destacar que a espécie *L. pinaster* é classificada como quase ameaçada e as espécies *C. quadrangulum*, *C. caulescens* são classificadas como em perigo, de acordo com o Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SIBBR, 2023). Além disso, todas as espécies estudadas são endêmicas do Brasil, com exceção de *E. inflexa*. Espécies como *D. sprengelianum* e *C. caulescens* possuem usos farmacêuticos e, ou estéticos (CCANA-CCAPATINTA et al., 2020; RIBEIRO; PAULA-SOUZA; SILVA, 2020), o que aumenta a pressão sobre essas espécies.

Coleta, preparo e análises das amostras de plantas

Para cada espécie de planta foram coletadas amostras de folhas jovens e senescentes. Para amostras de folhas jovens foram consideradas as últimas folhas completamente expandidas, localizadas nas regiões apicais das plantas. Para amostras de folhas senescentes foram consideradas as folhas completamente

expandidas localizadas nas porções mais basais das plantas. As amostras de folhas jovens e senescentes foram coletadas sempre em uma mesma planta e em toda a planta.

Inicialmente, o número de repetições estabelecido foi de oito (oito indivíduos) para cada espécie. Contudo, dado que não foram encontrados oito indivíduos para todas as espécies predefinidas, o número de repetições variou entre três e oito. Para a amostragem foram considerados apenas plantas sem sintomas e, ou sinais de deficiência ou toxidez por qualquer elemento químico, ou ataque de pragas ou doenças. Depois de coletadas, as amostras foram colocadas em sacolas de papel devidamente identificadas e foram transportadas para o laboratório. Em seguida, foram submetidas a um processo de tríplice lavagem, que consistiu em: 1. Lavagem em água deionizada corrente, para remoção de impurezas maiores; 2. Mergulho durante 5 s em solução de HCl 1 %; 3. Lavagem em água deionizada corrente.

Depois de limpas, as amostras foram secas em estufa de circulação e renovação forçada de ar a 65 °C durante 72 h. Em seguida, as amostras foram moídas em micro moinho de facas. As amostras de tecido vegetal foram submetidas ao processo de digestão nitroperclórica e nos extratos foram determinados os teores totais dos elementos S, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, As, Cr.

Neste estudo será feita a distinção entre os elementos analisados a partir da sua classificação como macronutrientes (S, P, K, Ca e Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e elementos não essenciais ou potencialmente tóxicos (Pb, Cd, Ni, As e Cr). Contudo, o termo elemento potencialmente tóxico será empregado sempre que for necessário se referir aos elementos em geral, independentemente de sua classificação como micronutrientes ou elementos não essenciais.

Magnitude relativa da ciclagem bioquímica

A ciclagem bioquímica de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos nas plantas foi feita por meio da análise da Magnitude Relativa da Ciclagem Bioquímica (MRCB) (Equação 1). Os cálculos da MRCB foram feitos a partir dos resultados dos teores dos elementos nas folhas jovens e senescentes das plantas. Para calcular a MRCB foi considerado o Ca como o elemento marcador, em função de ser um nutriente pouco móvel na planta.

$$MRCB = \left[1 - \frac{\left(\frac{ttNut_folha\ senescente}{ttCa_folha\ senescente} \right)}{\left(\frac{ttNut_folha\ jovem}{ttCa_folha\ jovem} \right)} \right] 100 \quad \text{Equação 1}$$

em que MRCB: magnitude relativa da ciclagem bioquímica; ttNut_folha senescente: teores totais dos elementos nas folhas senescentes; ttCa_folha senescente: teor total de Ca nas folhas senescentes; ttNut_folha jovem: teores totais dos elementos nas folhas jovens, e; ttCa_folha jovem: teor total de Ca nas folhas jovens.

Processamento de dados e análises estatísticas

Os teores de nutrientes nas folhas foram resumidos por meio da análise descritiva (mínimo, máximo, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação). Isso foi feito para obter informações gerais sobre os valores dos nutrientes e dos elementos potencialmente tóxicos nas diferentes espécies de plantas. Os resultados para os teores dos elementos não essenciais nas folhas das plantas foram interpretados de acordo com os critérios de (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007) para identificar espécies acumuladoras (entre 100 e 1000 mg/kg) ou hiperacumuladoras (> 1000 mg/kg). Esse mesmo critério foi aplicado à classificação das plantas a partir dos teores dos micronutrientes Fe, Mn, Cu e Zn.

Os resultados obtidos para a MRCB foram interpolados para obter uma matriz de dados com valores variando entre -1 e 1, com valores entre -1 e < 0 indicando não ciclagem e valores entre > 0 e 1 indicando ciclagem bioquímica relativa. Isso foi importante para permitir a comparação dos resultados para a ciclagem dos elementos entre as diferentes espécies e dos diferentes resultados dentro de uma mesma espécie. Para interpolação dos resultados calculados da MRCB foram considerados os limites de 120 a -120, em função dos resultados obtidos. Logo, ficou estabelecido que 120 na MRCB equivale a 1 e -120 equivale a -1.

Finalmente, os resultados para o MRCB foram submetidos a análise multivariada de agrupamento hierárquico, considerando a classificação dos elementos como macronutrientes (P, S, K e Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e elementos

não essenciais (Pb, Cd, Ni, As e Cr). A análise de agrupamento considerando todos os elementos também foi realizada. A análise de agrupamento foi importante para identificar grupos de espécies de plantas a partir das estratégias adotadas pelas plantas quanto à ciclagem dos macronutrientes, micronutrientes, elementos potencialmente tóxicos e do conjunto geral dos elementos analisados.

RESULTADOS

Estado de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos nas folhas

Os macronutrientes Ca e K foram os elementos mais concentrados nas folhas de todas as espécies, seguido de S, Mg, P, Fe, Mn, Zn e Cu, independentemente da idade das folhas (Tabelas 3 e 4). Os metais pesados Cr, Ni e Pb foram os elementos menos concentrados nas folhas jovens e senescentes (Tabela 5). Os teores de As e Cr nas folhas jovens e senescentes das diferentes espécies estava abaixo do limite de detecção do ICP-OES.

Nas folhas jovens o macronutriente K foi o elemento com maior teor, seguido dos macronutrientes Ca, S, Mg e P e dos micronutrientes Fe e Mn. Já nas folhas senescentes o macronutriente Ca foi o elemento com maior teor, seguido dos nutrientes K, S, Mg, Fe, Mn e P. Tanto nas folhas jovens quanto nas senescentes os metais Zn, Cu, Cr, Ni, Pb e Cd foram os elementos com menores teores.

Nas folhas jovens das diferentes espécies de plantas, em média, os teores de S variaram entre 0,59 e 3,09 g/kg; os teores de P variaram 0,51 e 0,99 g/kg; os teores de K variaram entre 2,36 e 19,47 g/kg; os teores de Ca variaram entre 1,85 e 26,86 g/kg; os teores de Mg variaram entre 1,01 e 3,24 g/kg; os teores de Fe variaram entre 110,52 e 472,99 mg/kg; os teores de Mn variaram entre 1,15 e 2.132,76 mg/kg; os teores de Cu variaram entre 1,56 e 20,49 mg/kg; os teores de Zn variaram entre 14,08 e 75,68 mg/kg.

Nas folhas velhas, em média, os teores de S variaram entre 0,56 e 2,75 g/kg; os teores de P variaram entre 0,39 e 0,79 g/kg; os teores de K variaram entre 2,10 e 16,47 g/kg; os teores de Ca variaram entre 2,34 e 23,84 g/kg; os teores de Mg variaram entre 0,97 e 4,33 g/kg; os teores de Fe variaram entre 150 e 1.079,04 mg/kg;

os teores de Mn variaram entre 1,67 e 2.804,06 mg/kg; os teores de Cu variaram entre 1,67 e 31,32 mg/kg; e os teores de Zn variaram entre 14,26 e 140,97 mg/kg.

Todas as espécies analisadas apresentaram teores de Ni e Cr nas folhas jovens e nas senescentes. Apenas *C. caulescens*, *S. Glabra*, *C. quadrangulum* e *E. inflexa* apresentaram teores detectáveis de Pb nas folhas jovens e senescentes. As espécies *D. sprengelianum* e *M. calodendron* apresentaram teores de Pb apenas nas folhas senescentes. As espécies *L. pinaster*, *P. tomentosa*, *V. compacta* e *C. umbellata* não apresentaram teores de Pb nas folhas jovens ou senescentes. Nenhuma das espécies apresentou teor de Cd ou As nas folhas jovens ou senescentes. Nas folhas jovens os teores dos elementos não essenciais variaram entre não detectável a 0,60 mg/kg de Pb; 1,09 a 7,45 mg/kg de Ni, e 2,39 a 4,92 mg/kg de Cr. Nas folhas senescentes os teores variaram entre não detectável a 0,73 mg/kg de Pb; 0,34 a 4,97 mg/kg de Ni e 2,12 a 5,13 mg/kg de Cr.

Tabela 3. Resultados da estatística descritiva para os teores totais de macronutrientes e micronutrientes em folhas jovens de dez espécies de plantas de campos rupestres amostradas na Serra da Calçada

	Macronutrientes					Micronutrientes			
	S	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
	g/kg					mg/kg			
<i>Cattleya caulescens</i>									
Mín	0,44	0,62	5,45	19,38	2,67	144,53	1,39	4,10	10,31
Máx	0,72	0,91	8,92	34,80	4,51	443,43	3,43	10,27	53,40
Méd	0,59	0,80	6,64	26,86	3,24	245,40	1,82	8,05	24,58
CV (%)	17,72	12,37	19,36	24,67	19,70	43,60	39,61	28,61	57,45
<i>Lychnophora pinaster</i>									
Mín	1,19	0,55	3,63	3,56	1,22	192,71	0,93	8,55	47,74
Máx	2,26	0,76	7,93	6,30	1,83	603,39	1,66	19,90	124,91
Méd	1,74	0,65	5,75	4,52	1,48	414,68	1,15	14,37	75,68
CV (%)	22,78	11,56	24,61	20,53	15,32	36,72	21,26	28,22	36,10
<i>Stachytarpheta. glabra</i>									
Mín	1,38	0,75	3,73	2,34	0,88	269,75	175,19	7,74	12,55
Máx	2,25	1,03	5,40	3,48	1,60	570,24	297,13	11,06	15,59
Méd	1,90	0,88	4,65	2,84	1,30	436,52	247,35	9,95	14,93
CV (%)	15,83	11,58	13,06	13,49	17,44	23,21	18,07	11,27	7,22
<i>Dasyphyllum sprengelianum</i>									
Mín	0,89	0,79	4,11	6,01	2,08	288,38	501,56	15,52	45,12
Máx	1,00	0,89	6,29	10,75	3,32	578,45	995,90	24,32	74,59
Méd	0,94	0,84	5,48	8,80	2,87	419,68	765,20	20,49	57,77
CV (%)	5,05	5,01	14,58	20,53	17,01	29,39	27,12	15,07	19,24
<i>Peixotoa tomentosa</i>									
Mín	1,20	0,73	6,79	3,66	0,56	384,27	135,96	7,10	28,07
Máx	1,60	1,18	9,66	7,36	1,54	548,54	499,08	16,30	48,94
Méd	1,38	0,93	8,01	5,38	1,05	472,99	315,92	12,62	42,37
CV (%)	11,43	17,11	13,48	26,36	31,81	13,18	42,05	25,03	18,08
<i>Vellozia compacta</i>									
Mín	1,10	0,06	0,49	1,41	0,63	52,63	123,13	1,64	28,87
Máx	2,40	0,97	8,61	3,78	1,24	335,12	637,25	6,80	62,40
Méd	1,76	0,70	6,91	2,46	1,01	110,52	378,37	5,22	41,06
CV (%)	24,51	41,69	38,44	34,62	19,90	84,31	43,03	31,16	27,61

<i>Myrsine umbellata</i>									
Mín	2,45	0,42	8,23	7,30	1,69	113,50	29,47	0,65	10,37
Máx	3,17	0,58	10,15	17,12	2,49	332,61	66,33	2,96	18,23
Méd	2,84	0,52	9,33	11,56	2,06	189,89	46,13	1,56	14,08
CV (%)	9,32	13,12	8,29	31,68	16,67	44,26	29,27	60,72	20,26
<i>Mimosa calodendron</i>									
Mín	0,70	0,45	2,03	1,29	0,85	239,38	156,44	4,74	16,31
Máx	1,06	0,60	3,06	3,37	1,83	457,72	539,26	8,41	23,81
Méd	0,80	0,51	2,36	1,85	1,12	368,21	291,74	6,52	18,38
CV (%)	18,67	13,61	17,75	46,39	35,79	25,91	53,28	23,52	17,00
<i>Cinnamomum quadrangulum</i>									
Mín	2,10	0,89	7,88	4,75	1,78	205,67	1900,17	15,65	31,27
Máx	4,32	1,09	8,84	6,47	2,95	346,92	2427,96	18,80	60,30
Méd	3,09	0,99	8,49	5,86	2,43	262,18	2131,76	17,58	50,33
CV (%)	36,49	10,44	6,29	16,35	24,63	28,51	12,65	9,63	32,81
<i>Echinolaena inflexa</i>									
Mín	1,73	0,68	15,20	4,04	1,07	139,16	291,15	7,42	14,56
Máx	2,56	0,96	24,47	5,06	1,68	924,02	951,13	13,53	34,92
Méd	2,07	0,82	19,47	4,54	1,42	468,97	562,42	9,71	21,38
CV (%)	15,48	15,60	17,35	8,86	17,04	63,40	39,10	20,46	33,68

Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média; CV: coeficiente de variação.

Tabela 4. Resultados da estatística descritiva para os teores totais de micronutrientes e micronutrientes em folhas senescentes de dez espécies de plantas de campos rupestres amostradas na Serra da Calçada

	Macronutrientes					Micronutrientes			
	S	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
	g/kg					mg/kg			
<i>Cattleya caulescens</i>									
Mín	0,44	0,61	3,69	15,03	2,19	242,79	1,21	4,46	8,93
Máx	0,73	0,93	7,60	37,22	3,59	800,30	3,09	10,93	41,77
Méd	0,56	0,74	5,78	23,84	2,70	446,19	1,77	7,46	19,70
CV (%)	17,06	13,61	25,62	33,54	17,27	47,22	36,50	29,97	54,47
<i>Lychnophora pinaster</i>									
Mín	1,34	0,44	2,02	5,73	1,07	699,69	1,40	12,61	82,08
Máx	2,43	0,71	5,22	10,30	2,17	1427,56	2,48	28,57	200,02
Méd	1,70	0,53	3,96	7,96	1,68	1079,04	1,83	20,33	140,97
CV (%)	23,0	17,3	27,8	17,1	26,3	27,1	19,5	27,9	25,0
<i>Stachytarpheta. glabra</i>									
Mín	1,41	0,55	2,66	4,13	0,91	391,39	412,67	9,86	11,77
Máx	3,54	0,83	6,37	6,19	1,94	928,31	692,12	12,09	16,19
Méd	2,68	0,71	4,70	5,42	1,53	647,48	567,24	10,42	14,26
CV (%)	28,97	14,92	29,62	13,57	24,76	26,78	19,18	7,25	13,57
<i>Dasyphyllum sprengelianum</i>									
Mín	0,92	0,72	3,70	9,50	3,53	364,90	706,89	23,08	72,04
Máx	1,01	0,80	4,84	14,11	5,25	712,44	1214,15	41,50	99,58
Méd	0,96	0,78	4,25	11,62	4,33	539,95	969,38	31,32	85,56
CV (%)	3,74	3,75	8,96	16,09	13,89	25,94	25,19	20,33	12,63
<i>Peixotoa tomentosa</i>									
Mín	1,05	0,55	5,34	4,79	0,98	869,08	203,15	15,15	48,05
Máx	1,48	0,81	7,75	20,34	1,55	1138,64	827,63	23,41	82,31
Méd	1,27	0,69	6,29	10,89	1,23	1059,00	583,12	19,15	64,11
CV (%)	11,73	12,70	15,45	50,03	18,92	9,70	43,76	19,83	18,40
<i>Vellozia compacta</i>									
Mín	1,38	0,32	2,92	2,10	0,64	74,04	181,56	1,50	12,72
Máx	3,14	0,66	7,82	4,33	1,17	201,42	665,15	4,33	43,29
Méd	2,04	0,48	5,60	3,14	0,97	150,99	491,91	2,59	31,51
CV (%)	30,24	22,17	31,49	26,63	19,74	26,68	35,37	36,29	36,09
<i>Myrsine umbellata</i>									
Mín	2,42	0,50	8,31	7,06	1,64	159,28	45,12	0,97	10,46

Máx	2,98	0,70	10,05	14,54	2,64	267,98	64,77	2,36	18,91
Méd	2,75	0,58	9,07	10,57	2,00	220,06	52,09	1,67	15,11
CV (%)	7,66	13,37	7,12	30,15	19,53	18,95	14,81	38,17	23,97
<i>Mimosa calodendron</i>									
Mín	0,62	0,31	1,76	1,81	0,92	227,63	310,06	5,31	16,42
Máx	0,80	0,54	2,76	2,84	1,39	880,02	465,14	8,28	20,94
Méd	0,73	0,39	2,10	2,34	1,16	609,66	380,42	7,07	18,83
CV (%)	9,48	24,50	19,43	20,09	14,66	42,14	16,53	16,35	9,40
<i>Cinnamomum quadrangulum</i>									
Mín	1,80	0,70	5,22	7,72	2,66	295,77	2479,06	13,92	50,24
Máx	3,26	0,87	6,52	8,23	3,64	392,95	3160,09	18,95	77,44
Méd	2,29	0,79	6,09	7,94	3,30	335,51	2804,06	16,40	66,54
CV (%)	36,67	10,91	12,40	3,35	16,65	15,19	12,18	15,34	21,61
<i>Echinolaena inflexa</i>									
Mín	1,39	0,55	10,09	4,88	1,22	267,60	503,95	6,49	17,79
Máx	2,71	1,21	19,60	7,92	2,09	952,30	1138,74	12,58	43,11
Méd	1,88	0,72	16,47	6,36	1,62	538,44	788,02	8,53	28,57
CV (%)	23,54	31,17	19,86	16,30	19,56	43,57	32,28	27,17	35,49

Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média; CV: coeficiente de variação.

Tabela 5. Resultado da estatística descritiva para os teores totais de metais potencialmente tóxicos em folhas jovens e em folhas senescentes de espécies de plantas de campos rupestres amostradas na Serra da Calçada

	Folhas jovens					Folhas senescentes				
	Pb	Cd	Ni	As	Cr	Pb	Cd	Ni	As	Cr
	mg/kg									
<i>Cattleya caulescens</i>										
Mín	0,25	<LD	0,44	<LD	4,13	0,13	<LD	0,63	<LD	3,57
Máx	0,73	<LD	2,83	<LD	6,61	0,69	<LD	3,00	<LD	8,09
Méd	0,40	<LD	1,85	<LD	4,92	0,41	<LD	1,99	<LD	4,74
CV (%)	44,12		39,85		17,10	49,13		38,01		32,36
<i>Lychnophora pinaster</i>										
Mín	<LD	<LD	5,26	<LD	2,55	<LD	<LD	2,66	<LD	3,39
Máx	<LD	<LD	10,40	<LD	8,95	<LD	<LD	8,06	<LD	9,60
Méd	<LD	<LD	7,45	<LD	4,13	<LD	<LD	4,97	<LD	5,13
CV (%)			22,74		48,61			36,5		40,3
<i>Stachytarpheta glabra</i>										
Mín	0,01	<LD	2,83	<LD	2,37	0,15	<LD	2,07	<LD	2,49
Máx	0,13	<LD	5,31	<LD	4,35	0,36	<LD	4,36	<LD	4,65
Méd	0,07	<LD	4,32	<LD	2,92	0,28	<LD	2,88	<LD	3,08
CV (%)	54,57		19,42		23,41	25,35		28,29		24,25
<i>Dasyphyllum sprengelianum</i>										
Mín	<LD	<LD	2,22	<LD	2,22	0,32	<LD	1,90	<LD	2,60
Máx	<LD	<LD	3,85	<LD	2,78	0,56	<LD	3,48	<LD	3,97
Méd	<LD	<LD	3,16	<LD	2,48	0,42	<LD	2,78	<LD	2,89
CV (%)			18,32		8,81	21,76		20,21		18,40
<i>Peixotoa tomentosa</i>										
Mín	<LD	<LD	0,83	<LD	2,14	<LD	<LD	0,51	<LD	2,83
Máx	<LD	<LD	3,63	<LD	4,30	<LD	<LD	3,86	<LD	5,92
Méd	<LD	<LD	1,96	<LD	2,95	<LD	<LD	1,78	<LD	3,88
CV (%)			63,21		31,55			69,00		34,20
<i>Vellozia compacta</i>										
Mín	<LD	<LD	0,51	<LD	2,56	<LD	<LD	1,17	<LD	2,76
Máx	<LD	<LD	10,10	<LD	4,55	<LD	<LD	4,38	<LD	3,65
Méd	<LD	<LD	6,14	<LD	3,48	<LD	<LD	2,82	<LD	3,26
CV (%)			45,36		16,26			38,88		9,99
<i>Myrsine umbellata</i>										

Mín	<LD	<LD	1,77	<LD	2,90	<LD	<LD	1,92	<LD	2,76
Máx	<LD	<LD	6,68	<LD	4,96	<LD	<LD	7,55	<LD	6,94
Méd	<LD	<LD	3,83	<LD	3,62	<LD	<LD	4,19	<LD	4,67
CV (%)			47,66		25,40			51,07		39,21
<i>Mimosa calodendron</i>										
Mín	<LD	<LD	1,09	<LD	2,53	0,16	<LD	0,55	<LD	2,69
Máx	<LD	<LD	2,94	<LD	7,69	0,60	<LD	3,13	<LD	9,46
Méd	<LD	<LD	1,65	<LD	3,74	0,43	<LD	1,18	<LD	4,15
CV (%)			45,41		59,35	40,27		93,55		71,49
<i>Cinnamomum quadrangulum</i>										
Mín	0,31	<LD	0,97	<LD	2,66	0,39	<LD	0,26	<LD	2,72
Máx	0,42	<LD	1,20	<LD	3,03	0,61	<LD	0,45	<LD	3,20
Méd	0,37	<LD	1,09	<LD	2,81	0,51	<LD	0,34	<LD	2,96
CV (%)	16,51		10,78		6,86	21,52		28,95		8,04
<i>Echinolaena inflexa</i>										
Mín	0,31	<LD	0,41	<LD	1,76	0,40	<LD	<LD	<LD	1,89
Máx	0,82	<LD	3,48	<LD	4,01	0,98	<LD	1,87	<LD	2,69
Méd	0,60	<LD	1,37	<LD	2,39	0,73	<LD	0,56	<LD	2,12
CV (%)	29,36		72,79		31,54	26,91		120,30		13,14

Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média; CV: coeficiente de variação; <LD: valor abaixo do limite de detecção; Limite de detecção (LD): Cd = 3,05e⁻⁰⁸; As = 9,99e⁻⁰⁶.

Magnitude Relativa da Ciclagem Bioquímica

Os resultados para a MRCB mostraram valores positivos e negativos, indicando que as estratégias de ciclagem e não ciclagem para nutrientes e elementos não essenciais coexistem nas espécies de plantas analisadas. Os valores positivos para a MRCB variaram entre 0 e 77, e os valores negativos variaram entre 0 e -116. A Figura 1 mostra a matriz com os valores de MRCB interpolados, com os valores negativos e positivos em uma escala variando de -1 a 0 e de 0 a 1, respectivamente. O Ni foi o elemento que apresentou os maiores valores positivos para MRCB (0,64 e 0,62) para as espécies *C. quadrangulum* e *P. tomentosa*, respectivamente. O micronutriente Fe foi o elemento que apresentou valor mais negativo para a MRCB (-0,97 para a espécie *C. caulescens*). Algumas espécies apresentaram valores positivos de MRCB mas muito próximos a zero, por exemplo *C. caulescens* para Mg e Zn (0,03), *P. tomentosa*, *V. compacta*, *C. quadrangulum* e *D. sprengelianum* para Mn (entre 0,01 e 0,04) e *E. inflexa* para Zn (0,02).

Espécies de plantas	P	S	K	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Cr	Escala
<i>P. tomentosa</i>	0,49	0,41	0,47	0,30	-0,19	0,03	0,14	0,15	0,44	0,24	1,00
<i>V. compacta</i>	0,50	0,20	0,46	0,32	-0,31	0,01	0,59	0,41	0,62	0,25	0,80
<i>E. inflexa</i>	0,30	0,28	0,32	0,14	0,04	-0,04	0,28	0,02	0,53	0,26	0,60
<i>M. calodendron</i>	0,27	0,20	0,22	0,16	-0,15	-0,09	0,11	0,16	0,37	0,11	0,40
<i>L. pinaster</i>	0,44	0,38	0,51	0,31	-0,53	0,09	0,19	-0,05	0,52	0,24	0,20
<i>S. glabra</i>	0,48	0,22	0,39	0,32	0,16	-0,18	0,37	0,41	0,54	0,34	0,00
<i>C. quadrangulum</i>	0,35	0,38	0,39	-0,01	0,01	0,03	0,24	-0,01	0,64	0,18	-0,20
<i>D. sprengelianum</i>	0,25	0,19	0,34	-0,12	-0,02	0,04	-0,12	-0,10	0,27	0,11	-0,40
<i>C. caulescens</i>	-0,06	-0,08	-0,02	0,03	-0,97	-0,11	-0,07	0,03	-0,25	-0,10	-0,60
Esp 8	-0,19	-0,05	-0,06	-0,06	-0,30	-0,24	-0,26	-0,15	-0,24	-0,48	-0,80
											-1,00

Figura 1. Matriz com os resultados dos cálculos da Magnitude relativa da Ciclagem Bioquímica (MRCB) de macronutrientes (P, S, K, Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e elementos não essenciais (Ni e Cr) em 10 espécies de plantas de Campos Rupestres amostradas na Serra da Calçada. Os valores apresentados consistem da interpolação dos dados originais para a MRCB para uma escala variando entre -1 a 1, de modo que todos os valores de MRCB negativos (não ciclagem) e positivos (ciclagem) ocupassem o intervalo de -1 a 0 e de 0 a 1, respectivamente. *Peixotoa tomentosa*, *Vellozia compacta*, *Echinolaena inflexa*, *Mimosa calodendron*, *Lychnophora pinaster*, *Stachytarpheta glabra*, *Cinnamomum quadrangulum*, *Dasyphyllum sprengelianum*, *Cattleya caulescens*, *Myrsine umbellata*.

Na Figura 2 são ilustrados os resultados da MRCB para as espécies estudadas considerando apenas os resultados positivos, isto é, estratégia de ciclagem bioquímica. A matriz apresentada mostra os resultados positivos da MRCB divididos em três intervalos, estabelecidos arbitrariamente dividindo o intervalo entre o menor e o maior valor observados em três grupos com mesma amplitude: 0,01 a 0,21; 0,22 a 0,42 e 0,43 a 0,64 (Figura 2A). Ainda na Figura 2A, os elementos estão organizados em função de um gradiente obtido a partir do cálculo da média dos valores positivos da MRCB para cada elemento. Na Figura 2B é apresentado o número de espécies de plantas que apresentaram a estratégia de ciclagem bioquímica para cada elemento.

O elemento não essencial Ni e os macronutrientes P e K são ciclados pela maioria das espécies analisadas (8 espécies) e, em média, em maior intensidade. Os macronutrientes S e Mg, os micronutrientes Cu e Zn e o elemento não essencial Cr também foram ciclados pela maioria das espécies estudadas (entre 6 e 8 espécies), mas com menor intensidade em comparação com Ni, P e K. Finalmente, os micronutrientes Fe e Mn foram os elementos ciclados pelo menor número de espécies (3 e 5, respectivamente) e com menor intensidade quando comparados com todos os demais nutrientes e elementos não essenciais. Dentre as espécies estudadas, *P.*

tomentosa, *V. compacta* e *E. inflexa* foram as que apresentaram a estratégia de ciclagem para o maior número de elementos (9 elementos), seguidas das espécies *M. calodendron*, *L. pinaster*, *S. glabra*, *C. quadrangulum* (8 elementos), *D. spregelianum* (6 elementos) e de *C. caulescens* (2 elementos). Apenas a espécie 8 (identificar) não apresentou a estratégia de ciclagem bioquímica para nenhum dos macronutrientes, micronutrientes ou elementos potencialmente tóxicos analisados.

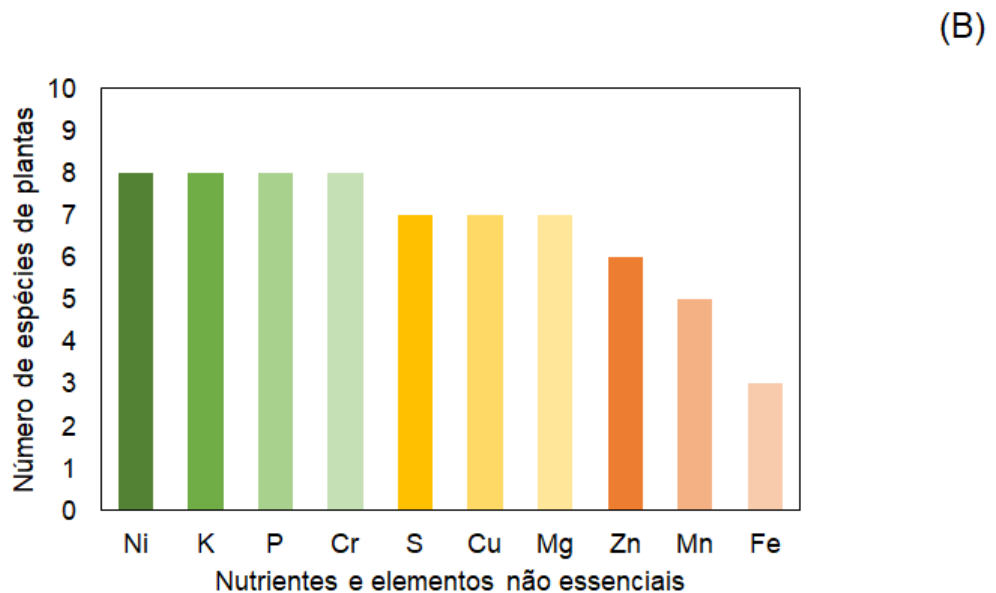
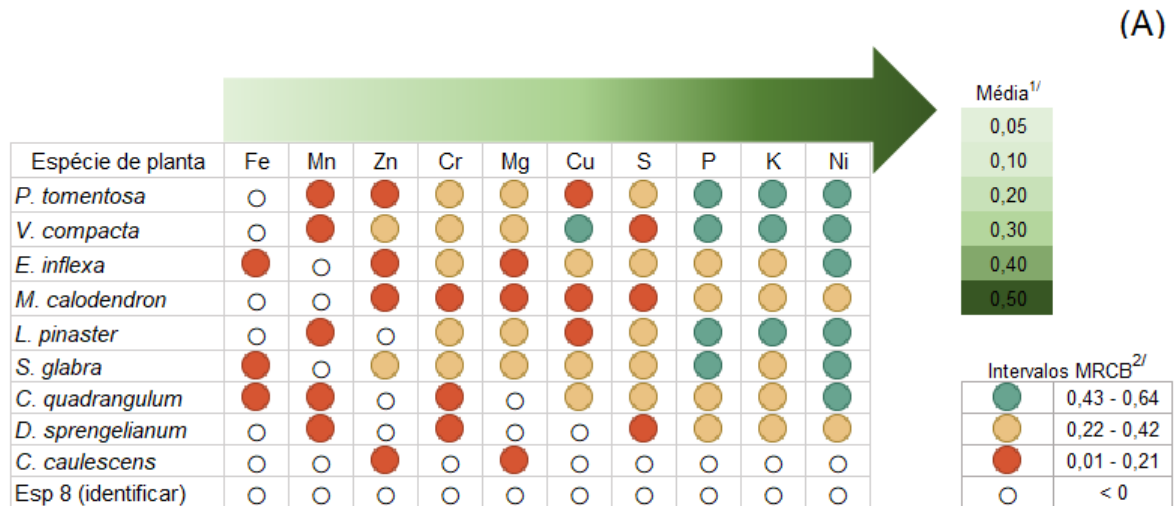


Figura 2. Matriz com os resultados positivos para a magnitude relativa da ciclagem bioquímica (MRCB) para 10 espécies de plantas de Campos Rupestres (Figura 2 A). Os círculos preenchidos indicam o número de espécies que apresentaram valores positivos para a MRCB para cada macronutriente, micronutriente ou elemento não essenciais. A cor do círculo (vermelho, amarelo ou verde) indica o intervalo de MRCB. Os círculos vazados indicam valores negativos para MRCB, ou seja, estratégia de não ciclagem bioquímica. A seta em gradiente verde representa a magnitude média de ciclagem bioquímica para cada

macronutriente, micronutriente e elemento não essencial. ¹Obtida pela razão entre o somatório dos valores positivos observados para cada elemento pelo número de valores positivos. Portanto, representa a média da MRCB para cada elemento considerando o número de espécies que apresentaram a estratégia de ciclagem bioquímica para o referido elemento; ²Dado pela divisão dos valores calculados para a MRCB de todos os elementos em três classes. O mapa de árvore da Figura 2 B ilustra o número de espécies que apresentaram estratégia de ciclagem bioquímica, ou seja, valores positivos para MRCB.

A Figura 3 apresenta os resultados da análise de agrupamento a partir dos resultados da MRCB para o conjunto de todos os elementos analisados (A) e os recortes para os macronutrientes (B), micronutrientes (C) e para os elementos potencialmente tóxicos (D). As espécies *C. caulescens* e *C. umbellata* foram agrupadas entre si e separadas das demais espécies estudadas no ramo mais superior do cluster considerando o conjunto de todos os elementos analisados e o recorte apenas para os macronutrientes (Figuras 3 A e B, respectivamente). Também considerando o conjunto de todos os elementos analisados e apenas os macronutrientes foi observado claramente a segregação das espécies *S. glabra*, *D. sprengelianum*, *V. compacta* e *M. calodendron* das espécies *C. quadrangulum*, *E. inflexa*, *P. tomentosa* e *L. pinaster*. Nos ramos mais baixos dos cluster das Figuras 3 A e B essas espécies foram agrupadas entre si formando dois grupos claramente distintos.

Para os micronutrientes, as espécies *C. caulescens* e *C. umbellata* também foram separadas das demais espécies desde o ramo mais superior do dendrograma, porém, formando dois grupos distintos na base (grupo 1 e grupo 2, respectivamente). O terceiro grupo foi formado pelas espécies *L. pinaster* e *E. inflexa*, *V. compacta* e *C. quadrangulum*, *S. glabra* e *P. tomentosa*, agrupadas em subgrupos nos ramos mais basais do dendrograma. As espécies *D. sprengelianum* e *M. calodendron* foram agrupadas formando o quarto grupo.

Quanto a ciclagem dos elementos Cr e Ni as espécies *C. caulescens* e *C. umbellata* também foram segregadas das demais espécies desde o ramo mais superior do dendrograma, formando dois grupos distintos (grupo 1 e grupo 2, respectivamente) – semelhante ao observado para os micronutrientes. A espécie *C. quadrangulum* formou o terceiro grupo. As espécies *L. pinaster*, *S. glabra*, *D. sprengelianum*, *P. tomentosa*, *V. compacta*, *M. calodendron*, *E. inflexa* foram agrupadas entre si em diferentes níveis, formando o quarto grupo.

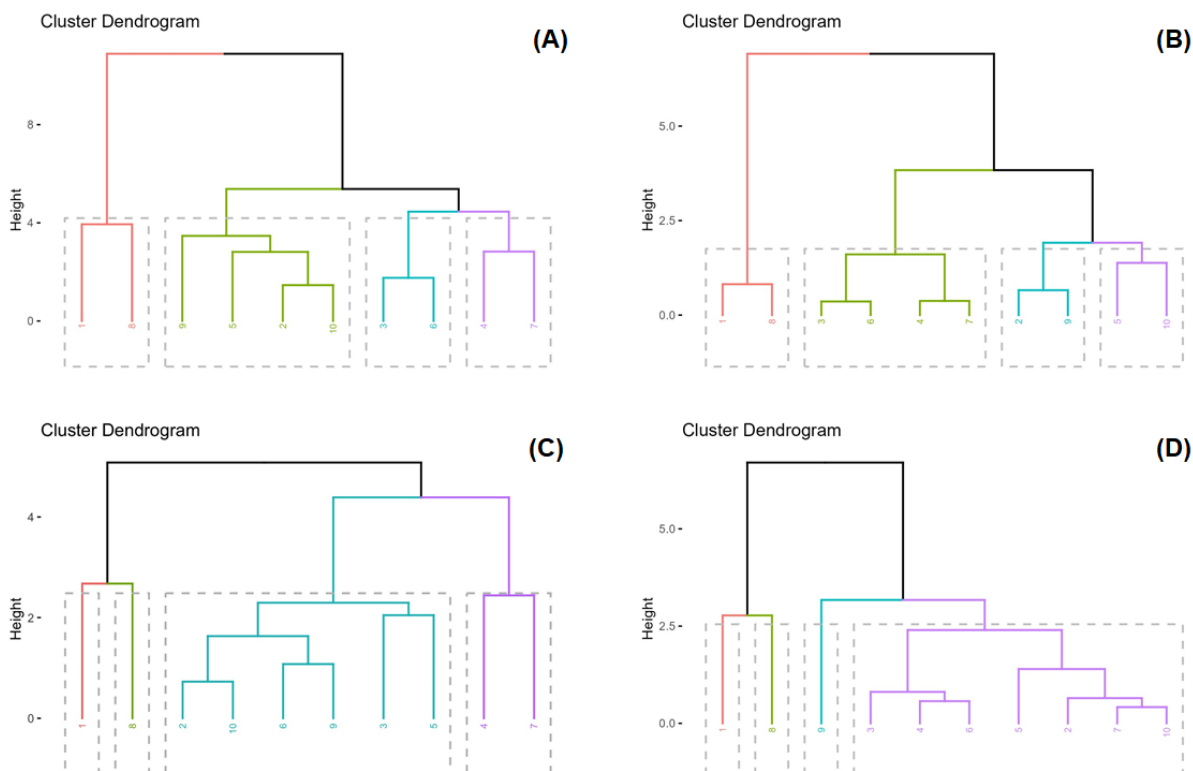


Figura 3. Dendrogramas produzidos por análise de cluster para os resultados da magnitude da ciclagem bioquímica (MRCB) de nutrientes e elementos não essenciais por 10 espécies de plantas de Campos Rupestres. Na figura A são apresentados os resultados considerando todos os nutrientes e elementos não essenciais analisados (P, S, K, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cr). Nas figuras B, C e D são apresentados os resultados considerando os macronutrientes (P, S, K e Mg), os micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e os elementos potencialmente tóxicos (Ni e Cr), respectivamente. Legenda de número das espécies: 1 - *Cattleya caulescens*; 2 - *Lychnophora pinaster*; 3 - *Stachytarpheta glabra*; 4 - *Dasyphyllum sprengelianum*; 5 - *Peixotoa tomentosa*; 6 - *Vellozia compacta*; 7 - *Myrsine umbellata*; 8 - *Mimosa calodendron*; 9 - *Cinnamomum quadrangulum*; 10 - *Echinolaena inflexa*.

DISCUSSÃO

As condições de solo arenoso, com acidez elevada, baixos teores de P, Ca e Mg e altos teores de Fe e Al observadas para o solo da canga da área de estudo representa as condições de solo de CRs em outras porções do QFe (NEGREIROS; MORAES; FERNANDES, 2008; SCHETTINI et al., 2018; VINCENT; MEGURO, 2008). Comumente, essas características são interpretadas como limitantes ou adversas para o crescimento de plantas (PRESOTTO et al., 2018; SOUZA FILHO; VELOSO; GAMA, 2000), inclusive em literatura sobre a vegetação dos CRs (FERNANDES-FILHO et al., 2022; PEÑALOZA-BOJACÁ et al., 2018; VIANA; LOMBARDI, 2007).

Contudo, as comunidades de plantas dos CRs se desenvolveram sob tais condições e, na verdade, dependem destas condições ambientais para sua manutenção (HOPPER et al., 2021; MORELLATO; SILVEIRA, 2018; PORTO; SILVA, 1989).

No Brasil, estudos para a caracterização do estado de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos em plantas nativas são relativamente escassos, especialmente em se tratando de ambientes ainda pouco estudados como os CRs. Estudos realizados na Serra do Carajás (no norte do Brasil) e no QFe (PORTO; SILVA, 1989; TEIXEIRA; LEMOS FILHO, 1998) mostraram que a vegetação desses ambientes apresenta elevados teores de metais em seus tecidos, mas não o suficiente para classificar a vegetação como acumuladora ou hiperacumuladora (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007). Assim, os pesquisadores se referiram à vegetação dos CRs como uma vegetação metalófila, para indicar sua tolerância a altos níveis de metais.

Teixeira e Lemos-Filho (1998) observaram que a vegetação de CRs na região central do QFe (Itabirito) apresentou seletividade para a acumulação de metais pesados, sendo Fe e Cd preteridos em relação a Zn, Mn, Cu e Ni. Esses pesquisadores observaram ainda que, mesmo sendo o Pb o elemento não essencial mais concentrado no solo, as plantas não apresentaram conteúdo de Pb nas folhas. Mais recentemente, Schettini et al. (2018) avaliaram a relação entre os teores de Fe, Mn e Al no solo e em 27 espécies de plantas distribuídas em 17 famílias em CRs na porção sul do QFe. Esses pesquisadores observaram a coexistência da estratégia de exclusão e de acúmulo para Fe, Mn e Al na vegetação da área de estudo, indicando a necessidade de se considerar a diversidade funcional para a recuperação de CRs degradados.

Os resultados encontrados no presente estudo para os teores dos metais nas folhas das plantas são muito semelhantes aos observados nos estudos de Porto e Silva, (1989), Teixeira e Lemos-Filho (1998) e Schettini et al. (2018). Assim como nos referidos estudos, no presente estudo também não foram identificadas espécies acumuladoras ou hiperacumuladoras (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007) para nenhum elemento não essencial ou micronutriente. Os teores dos metais Pb, Cr e Ni nas folhas não ultrapassaram 1,13, 9,60 e 8,06 mg/kg, respectivamente. Assim como observado no estudo de Schettini et al. (2018), neste estudo se verificou que há coexistência de diferentes estratégias na vegetação dos CRs, nesse caso, quanto a

ciclagem ou não ciclagem bioquímica de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais.

De maneira geral, os teores de Fe e Mn nas folhas não foram especialmente altos quando comparados com os teores observados em plantas de milho, eucalipto ou café em sistemas adubados e bem manejados (FLORENTINO et al., 2021; OLIVEIRA NETO et al., 2022; STEWART et al., 2021). Contudo, as espécies *L. pinaster* e *P. tomentosa* apresentaram teores foliares de Fe > 1000 mg/kg (folhas senescentes), o que é desejável do ponto de vista da fitorremediação e mais um indicativo de que essas espécies têm potencial para a revegetação de substratos metalíferos.

As espécies *S. glabra*, *L. pinaster* e *M. calodendrom* são apontadas como espécies facilitadoras (JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008). Já espécies da família da Vellozia são referidas como tolerantes à dessecação e a elevados teores de metais pesados no solo, além de apresentarem crescimento clonal (CONCEIÇÃO; GIULIETTI; MEIRELLES, 2007; CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005; JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008). Além disso, essas espécies aparecem como espécies importantes em diversos levantamentos fitossociológicos em campos rupestres no QFe (BAIÃO et al., 2021; JACOBI; CARMO, 2008; MESSIAS et al., 2012; MOURÃO; STEHMANN, 2007). Todas essas características são muito desejáveis para a recuperação ambiental de campos rupestres degradados e para a revegetação de pilhas de materiais ricos em metais.

A presença de elementos potencialmente tóxicos como Ni e Cr nas folhas das plantas pode ser explicada simplesmente pelo fato de que estão presentes no solo, ainda que em concentrações traço (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Dado que a vegetação dos CRs evoluiu sob condições de elevados teores de metais pesados no solo, parece razoável que elementos como Cr e Ni podem ter funções específicas ou serem benéficos para espécies de plantas dos campos rupestres. Essa suposição é fortemente sustentada pelo resultado de estratégia de ciclagem bioquímica para esses elementos adotada pela maioria das espécies analisadas (com maior intensidade para Ni do que para Cr). Esses elementos estão em concentrações muito mais baixas no solo da área de estudo do que micronutrientes como Mn e Zn ou macronutrientes como P. Isso também pode explicar a intensa ciclagem bioquímica dos elementos Ni e Cr, em níveis equiparados a macronutrientes como P e K e em níveis mais elevados que Mg, por exemplo.

Para testar essa hipótese é necessário fazer crescer plantas de campos rupestres em substratos com doses crescentes dos elementos Ni e Cr e observar as respostas das plantas. Uma dificuldade para isso é que, em tese, esses elementos são requeridos em concentrações tão baixas que mesmo doses muito baixas podem causar toxicidade. Mais uma dificuldade nesse sentido se refere ao crescimento lento das plantas de campos rupestres. Uma alternativa a esses problemas é a busca por um gradiente de condições ambientais quanto aos teores de metais pesados no solo e a avaliação do comportamento das plantas ao longo desse gradiente.

Os elementos Pb, Cr e Ni podem apresentar efeitos antagônicos com nutrientes, diminuindo os níveis de nutrientes na parte aérea das plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). O Cr^{3+} possui semelhanças ao Fe^{3+} e ao Al^{3+} , quanto ao tamanho iônico e às propriedades, o que pode favorecer a absorção de Cr^{3+} em detrimento ao micronutriente Fe^{3+} e ao elemento tóxico Al^{3+} . Contudo, a absorção de metais pesados pelas plantas depende da disponibilidade no solo. Por exemplo, o aumento dos teores totais de Ba, Cr Pb na camada superficial de um Latossolo Vermelho distrófico não implicou em aumentos nos teores desses elementos nas folhas de plantas de milho cultivadas nesse solo (MERLINO et al., 2010). Isso pode estar relacionado ao fato de que o teor total de um elemento no solo não indica a sua real disponibilidade para as plantas.

Estudos mostram efeitos benéficos e maléficos dos metais Pb, Cr e Ni em plantas cultivadas em ambientes protegidos e em campo (ALVES et al., 2008; MATTIELLO et al., 2008; MERLINO et al., 2010), não havendo um consenso de evidência científicas quanto a essa questão. O aumento do teor de Ni no solo aumentou o teor desse metal em plantas de feijão-caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp] cultivado em casa de vegetação (CAMPANHARO et al., 2013). Resultado semelhante foi observado para plantas de ipê-roxo cultivada em solução nutritiva por 45 dias com doses crescentes de Ni (0, 42, 84, 169 e 252 $\mu\text{mol/L}$ de Ni) (PAIVA et al., 2003); esse último estudo mostrou que o aumento da concentração de Ni na solução nutritiva aumentou os teores de P, e diminuiu os teores de K, Ca e Mg nas plantas. Não existe um consenso quanto à essencialidade do Ni para as plantas, e alguns estudos relatam efeitos negativos desse metal no crescimento e desenvolvimento de plantas (SREEKANTH et al., 2013). A redução da produção de biomassa (ALVES et al., 2008) e a redução nos conteúdos de macronutrientes e micronutrientes (PAIVA et al., 2003) são relatados como efeitos negativos da presença de metais pesados como Pb e Ni.

Por outro lado, o aumento dos níveis foliares de Ni não causaram impactos negativos na produção de biomassa em feijão caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp].

O minério de ferro é uma das principais *commodities* do Brasil. Porém, apesar de sua grande relevância econômica, a mineração de ferro em Minas Gerais está diretamente relacionada a dois dos maiores desastres ambientais já registrados no Brasil: os rompimentos das barragens de Mariana (em 2015) e de Brumadinho (em 2019), causando sérios impactos ambientais e a morte de quase 300 pessoas. Depois desses desastres, a Lei nº 14.066/2020 (BRASIL, 2020) alterou a Lei nº 12.334/2010 (BRASIL, 2010), proibindo a “construção ou o alteamento de barragem de mineração pelo método a montante” e impondo ao empreendedor minerário a “descaracterização da barragem construída ou alterada pelo método a montante até 25 de fevereiro de 2022”.

Como consequência das determinações legais após os referidos acidentes, a alternativa à construção de barragens foi a disposição dos rejeitos em pilhas. Além da disposição dos rejeitos em pilhas, também há a disposição de materiais referidos como estéril, que é todo material sem valor econômico escavado durante o processo de mineração. Tanto as pilhas de rejeitos quanto de estéril apresentam a característica de intensa variabilidade de composição, produzindo pilhas heterogêneas quanto as características físicas e químicas. A disposição dos rejeitos em pilhas implica na necessidade de garantir a estabilização desses materiais. Para isso, a revegetação é uma estratégia frequentemente pretendida, porém substancialmente desafiadora, uma vez que os materiais depositados nas pilhas são substratos comumente pobres em nutrientes, com elevado teor residual de elementos tóxicos, com baixa CTC e baixos teores de matéria orgânica. Ainda, esses materiais podem apresentar granulometria grosseira e não apresentam agregação, o que limita profundamente o acúmulo e a disponibilidade de água às plantas. Essas condições são adversas ao crescimento da maioria das plantas, mas são superadas pela vegetação adaptada dos CRs. Nesse sentido, os resultados encontrados no presente estudo, tanto para a caracterização nutricional do solo quanto para os teores e ciclagem dos nutrientes e elementos não essenciais pelas espécies de plantas são promissores quanto a revegetação de pilhas de rejeito.

Os resultados observados para ciclagem dos elementos não essenciais Cr e Ni (principalmente este último) pelas espécies *P. tomentosa*, *V. compacta*, *E. inflexa*, *M. calodendron*, *L. pinaster*, *S. glabra*, *C. quadrangulum* e *D. sprengelianum* implicam na

pergunta de se essas espécies requerem esses elementos e, por isso, apresentam a estratégia de ciclagem bioquímica, ou se simplesmente o toleram (KRUCKEBERG; RABINOWITZ, 1985). Esse mesmo questionamento surge quando se observam os resultados para os teores de Cr, presente nas folhas das espécies analisadas, ainda que a estratégia observada para este elemento tenha sido a de não ciclagem bioquímica. A compreensão dessa questão é crucial do ponto de vista da preservação das espécies dos campos rupestres, uma vez que a garantir de sua preservação está ligada a preservação das condições ambientais exigidas a sua sobrevivência.

Além das ameaças impostas pela mineração e urbanização desordenada, a flora endêmica dos campos rupestres é fortemente ameaçada pelas mudanças climáticas. Essa vegetação ocorre nas porções mais elevadas das montanhas e desenvolveram sob condições climáticas mais amenas (i.e. clima mais frio). Assim, as mudanças do clima impõem alterações das condições ambientais as quais a vegetação dos campos rupestres está adaptada. A ocorrência isolada nas regiões mais elevadas sobre os topos das montanhas implica em limitações quanto ao deslocamento vertical (FERNANDES et al., 2018).

CONCLUSÕES

As estratégias de ciclagem e não ciclagem bioquímica coexistem na vegetação dos campos rupestres, inclusive na mesma espécie de planta.

As espécies apresentam tendência clara de distinção para a ciclagem bioquímica dos macronutrientes (P, S, K, Mg) e não ciclagem bioquímica de micronutrientes (especialmente, Fe e Mn, mas também Cu e Zn). Isso deve estar associado a maior concentração dos metais no solo da área de estudo.

A estratégia de ciclagem bioquímica dos elementos Ni e Cr sugere que esses elementos podem ter funções ou serem benéficos para a vegetação dos campos rupestres. Sendo verdade essa hipótese, esses elementos seriam requeridos em baixíssimas quantidades. Porém, estão presentes no solo em baixíssimas concentrações (traço), o que justificaria a estratégia de ciclagem bioquímica adotada pela vegetação dos campos rupestres.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ V, V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5. ed. Viçosa (MG): CFSEMG, 1999. p. 25–32.
- ALVES, J. DO C. et al. Absorção e distribuição de chumbo em plantas devetiver, jureminha e algaroba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1329–1336, 2008.
- ANM. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas (ano base 2021)** Brasília Agência Nacional de Mineração, , 2023.
- ATAÍDE, E. S.; CASTRO, P. DE T. A.; FERNANDES, G. W. Florística e Caracterização de Uma Área de Campo Ferruginoso no Complexo Minerário Alegria, Serra de Antônio Pereira, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil. **Revista Arvore**, v. 35, n. 6, p. 1265–1275, 2011.
- BAIÃO, É. E. et al. High C-and N-based soil fertility and microbial associations sustain the plant biodiversity of the campo rupestre in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 25, 2021.
- BELO, R. M. et al. Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de campo rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 817–828, dez. 2013.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. 6. ed. Brasília: Senado Federal, 1988.
- BRASIL. **LEI nº 12.334** Brasil, 2010.
- BRASIL. **Lei nº 14.066** Brasil, 2020. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14066.htm>
- CAMPANHARO, M. et al. Doses de Níquel em feijão caupi cultivado em dois solos. **Revsita Caatinga**, v. 26, p. 10–18, 2013.
- CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero , Minas Gerais : caracterização e contexto fitogeográfico. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 527–541, set. 2013.
- CARVALHO FILHO, A. DE; CURI, N.; SHINZATO, E. Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. **Pesq. agropec. bras.**, v. 45, n. 1, p. 903–916, 2010.
- CCANA-CCAPATINTA, G. V et al. Metabolomics and chemophenetics support the new taxonomy circumscription of two South America genera (Barnadesioideae, Asteraceae). **Phytochemistry Letters**, v. 40, p. 1874–3900, 2020.
- CONCEIÇÃO, A. A.; GIULIETTI, A. M.; MEIRELLES, S. T. Ilhas de vegetação em

afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 335–347, 2007.

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**, v. 23, n. 1, p. 85, 3 jun. 2005.

FERNANDES-FILHO, E. I. et al. The unique and endangered Campo Rupestre vegetation and protected areas in the Iron Quadrangle, Minas Gerais, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 66, n. April 2021, 2022.

FERNANDES, G. W. et al. Lugares e ecossistemas especiais. In: **Cerrado: em busca de soluções sustentáveis**. 2. ed. Rio de Janeiro: Vertente produções artísticas, 2018. p. 212.

FLORENTINO, A. L. et al. Nutritional status of Eucalyptus plantation and chemical attributes of a Ferralsol amended with lime and copper plus zinc. **Forest Ecology and Management**, v. 502, n. July, 2021.

HOPPER, S. D. et al. OCBIL theory examined: Reassessing evolution, ecology and conservation in the world's ancient, climatically buffered and infertile landscapes. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 133, n. 2, p. 266–296, 2021.

IBGE. **Censo Demográfico 2022: população e domicílios**. Rio de Janeiro: [s.n.].

JACOBI, C. M. et al. Plant communities on ironstone outcrops: A diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2185–2200, 2007.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1–2, p. 25–33, 2008.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO; VINCENT, R. DE C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345–353, 2008.

JOLY, A. B. Os Campos Rupestres. In: **Conheça a vegetação brasileira**. 1. ed. São Paulo: Editada da Universidade de São Paulo, 1970. p. 121–136.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace Elements from Soil to Human**. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 2007.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001.

KRUCKEBERG, A. R.; RABINOWITZ, D. Biological aspects of endemism in higher plants. **Annual review of ecology and systematics**. Vol. 16, v. 16, n. 1985, p. 447–479, 1985.

MATTIELLO, E. M. et al. Produção de matéria seca, crescimento radicular e absorção de cálcio, fósforo e alumínio por *coffea canephora* e *coffea arabica* sob

influência da atividade do alumínio em solução. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 425–434, 2008.

MERLINO, L. C. S. et al. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 2031–2039, 2010.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 66, n. 3, p. 675–683, 1 jul. 2012.

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

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Phanerogamic flora and vegetation of Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 20160236, 30 jan. 2017.

MORELLATO, L. P. C.; SILVEIRA, F. A. O. Plant life in campo rupestre: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. **Flora**, v. 238, n. 2018, p. 1–10, 2018.

MOURÃO, A.; STEHMANN, J. R. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 4, p. 775–786, 2007.

NEGREIROS, D.; MORAES, M. L. B.; FERNANDES, G. W. Caracterização da fertilidade dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG, Brasil. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal**, v. 8, n. 3, p. 30–39, 2008.

OLIVEIRA NETO, J. G. et al. Growth and leaf composition of coffee cultivars (*Coffea arabica* L.) in an agroforestry system in the microregion of Brejo Paraibano. **Nativa**, v. 10, n. 3, p. 312–318, 2022.

PAIVA, H. N. et al. Efeito da aplicação de doses crescentes de níquel sobre o teor e o conteúdo de nutrientes em mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley). **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, n. 63, p. 158–166, 2003.

PEÑALOZA-BOJACÁ, G. F. et al. Bryophytes on Brazilian ironstone outcrops: Diversity, environmental filtering, and conservation implications. **Flora**, v. 238, p. 162–174, 1 jan. 2018.

PORTO, M. L.; SILVA, M. F. F. DA. Tipos de vegetação metalófila em áreas da serra de Carajás e de Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, n. 2, p. 13–21, 1989.

PRESOTTO, R. A. et al. Influência do Al³⁺ em solução nutritiva no crescimento de três espécies florestais utilizadas na recuperação de áreas degradadas. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 384–392, 2 abr. 2018.

RIBEIRO, J. P. O.; PAULA-SOUZA, J.; SILVA, C. J. Morphoanatomy of vegetative organs of two species of *Cattleya* (Orchidaceae) native to Brazil. **Rodriguesia**, v. 71,

p. e01672017, 17 abr. 2020.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Geoambientes, solos e estoques de carbono na Serra Sul de Carajás, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 11, n. 1, p. 85–101, 2017.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Soils of Campos Rupestres (Rupestrian Grasslands) of the Old Brazilian Mountain Ranges. In: [s.l.] Springer, Cham, 2023. p. 343–362.

SCHETTINI, A. T. et al. Exploring Al, Mn and Fe phytoextraction in 27 ferruginous rocky outcrops plant species. **Flora**, v. 238, p. 175–182, 1 jan. 2018.

SIBBR. **Sistema de Informações sobre a Biodiversidade Brasileira**. Disponível em: <<https://sibbr.gov.br/>>. Acesso em: 11 fev. 2023.

SOUZA FILHO, A. P. S.; VELOSO, C. A. C.; GAMA, J. R. N. Capacidade de absorção de nutrientes do capim-Marandu (*Brachiaria brizantha*) e da planta daninha malva (*Urena lobata*) em função do pH. **Planta Daninha**, v. 18, n. 3, p. 443–450, 2000.

SPIER, C. et al. Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Precambrian Research**, v. 152, n. 3–4, p. 170–206, 20 jan. 2007.

SPIER, C. A.; OLIVEIRA, S. M. B.; ROSIÈRE, C. A. Geology and geochemistry of the Águas Claras and Pico Iron Mines, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Mineralium Deposita**, v. 38, n. 6, p. 751–774, 5 jul. 2003.

SREEKANTH, T. V. M. et al. Occurrence, physiological responses and toxicity of nickel in plants. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 5, p. 1129–1140, 2013.

STEWART, Z. P. et al. Effect of foliar micronutrients (B, Mn, Fe, Zn) on maize grain yield, micronutrient recovery, uptake, and partitioning. **Plants**, v. 10, n. 3, p. 1–25, 2021.

TEIXEIRA, W. A.; LEMOS FILHO, J. P. DE. Metais pesados em folhas de espécies lenhosas colonizadoras de uma área de mineração de ferro em Itabirito, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 22, n. 3, p. 381–387, 1998.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 157–177, 2007.

VINCENT, R. D. C.; MEGURO, M. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 3, p. 377–388, 2008.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os métodos químicos representados pelos diferentes extratores químicos (KCl, Mehlich-1 e Mehlich-3) e métodos de dosagem (espectrofotometria de absorção molecular, espectrofotometria de absorção atômica, espectrofotometria de emissão óptica em plasma indutivamente acoplado) se mostraram adequados para estimar os teores dos macronutrientes P, Ca e Mg nos solos dos campos rupestres. Diante dos resultados observados, especialmente para os teores de Ca e Mg dosados nos extratos de Mehlich-1 ou Mehlich-3 por espectrofotometria de emissão óptica em plasma indutivamente acoplado, se recomenda o uso desses extratores e dessa técnica de dosagem para determinação dos teores desses elementos no solo, dada a possibilidade de extração e dosagem multielementar – notadamente no caso do uso do extrator Mehlich-3. Contudo, o preparo da solução extratora Mehlich-3 pode apresentar uma dificuldade, qual seja, a obtenção do componente nitrato de amônio, que é uma substância controlada pelo Exército Brasileiro e requer uma série de cuidados para o seu armazenamento. Nesse sentido, a solução Mehlich-1 pode ser a alternativa mais viável, dada a possibilidade de dosagem dos teores de P (além de K).

Do ponto de vista da classificação qualitativa, ou seja, da interpretação dos resultados dos teores, todos os métodos estimaram teores de P disponível muito baixos, condizentes com as expectativas para solos de campos rupestres. Contudo, essas diferenças alertam para a necessidade de avançar nos estudos sobre a determinação dos teores de P no solo dos campos rupestres, visando conhecer mais realisticamente a disponibilidade de P nos solos desses ambientes. Dado que nos campos rupestres, assim como em outros ecossistemas naturais, existe uma diversidade de plantas que interagem entre si no tempo e no espaço, a disponibilidade de P e de outros nutrientes percebida pelas plantas deve variar entre as diferentes espécies. Mesmo as diferentes comunidades de plantas interagindo com seus sistemas radiculares ao longo do tempo e do espaço devem provocar alterações na dinâmica do P nos solos ao longo da paisagem, sendo, portanto, desafiador se obter, por meio de um método químico, um teor de P disponível que seja percebido por todas as plantas das comunidades vegetais. Não obstante, aprimorar a determinação de P e outros nutrientes no solo dos campos rupestres é uma estratégia importante para a

conservação e recuperação ambiental dos campos rupestres, seja pelo estudo dos gradientes ambientais, identificando oportunidades para diferentes estratégias da vegetação, seja obtendo informações mais acuradas sobre as estratégias da vegetação para lidar com a oligotrofia generalizada de nutrientes nos solos dos campos rupestres.

As diferenças expressivas quanto as características físicas e químicas observadas no solo ao longo dos campos rupestres criam *habitats* discretos, ou seja, oportunidades para diferentes estratégias distribuídas de forma disjunta ao longo da paisagem. Isso contribui fundamentalmente aumentar o desafio a conservação dos campos rupestres, uma vez que a grande heterogeneidade espacial implica em áreas heterogêneas também quanto as suas características fitossociológicas e fitofisionômica. Esses *habitats* discretos servem de refúgios para espécies vegetais adaptadas a condições maiores ou menores pH, disponibilidade de água e nutrientes, tolerantes a maiores ou menores níveis de metais potencialmente tóxicos no solo dentre outras características que, finalmente, criam comunidades vegetais que podem ser únicas no espaço. Do ponto de vista da conservação da flora endêmica dos campos rupestres, essas informações são muito relevantes, pois apontam para a necessidade de melhor conhecer a distribuição desses *habitats* e as relações com a distribuição da vegetação. Por outro lado, isso implica também em maior ameaça a vegetação endêmica, considerando sua distribuição estreitamente associada a *habitats* específicos. Isso se dá devido ao risco de que eventos pontuais responsáveis pela eliminação de *habitats* específicos resulte, por fim, na eliminação de populações restritas.

A presença de diferentes estratégias na vegetação quanto a ciclagem de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais (ou potencialmente tóxicos) amplia o conhecimento da complexidade da vegetação dos campos rupestres. Sob o ponto de vista da preservação ambiental, essas informações apontam para a necessidade de considerar a complexidade de estratégias em planos e programas de preservação da biodiversidade. Sob o ponto de vista da recuperação de áreas degradadas essas informações são bastante relevantes, pois sugerem que a vegetação dos campos rupestres apresenta diferentes capacidades de colonizar substratos com metalíferos e, ou com baixos níveis de elementos. Os resultados para a ciclagem de elementos não essenciais como Cr e Ni chamam a atenção para a possibilidade de que a vegetação dos campos rupestres tenha evoluído de modo a

demandar esses elementos para o seu metabolismo e, dessa forma, esses seriam elementos benéficos (ou essenciais) para essas espécies. Também há a possibilidade de vegetação ter evoluído de modo a contornar os possíveis danos causados pela presença desses e outros elementos (p. ex. Pb) em seus tecidos, por mecanismos ainda pouco elucidados ou desconhecidos. Para efetivamente entender essas questões é fundamental aprofundar em estudos de campo e em ambientes controlando, para avaliar o desenvolvimento das plantas sob condições de ausência e doses crescentes desses elementos.