

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI
Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

Bruno Gomes Roberto

**DIVERSIDADES FLORÍSTICA E FUNCIONAL DE CAMPO RUPESTRE NA
RESERVA DA BIOSFERA DA SERRA DO ESPINHAÇO**

Diamantina

2023

Bruno Gomes Roberto

**DIVERSIDADES FLORÍSTICA E FUNCIONAL DE CAMPO RUPESTRE NA
RESERVA DA BIOSFERA DA SERRA DO ESPINHAÇO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, área de concentração Recursos Florestais, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora: Prof. Dra. Anne Priscila Dias Gonzaga

**Diamantina
2023**

Catálogo na fonte - Sisbi/UFVJM

R642d Roberto, Bruno Gomes
2023 Diversidades Florística e Funcional de Campo Rupestre na
Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço [manuscrito] / Bruno
Gomes Roberto. -- Diamantina, 2023.
64 p. : il.

Orientadora: Prof.^a Anne Priscila Dias Gonzaga.

Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) -- Universidade
Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Programa de Pós-
Graduação em Ciência Florestal, Diamantina, 2023.

1. Endemismos. 2. Filtragem abiótica. 3. Micro-habitats. 4.
OCBIL. I. Gonzaga, Anne Priscila Dias. II. Universidade
Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFVJM com os dados
fornecidos pelo(a) autor(a).

Este produto é resultado do trabalho conjunto entre o bibliotecário Rodrigo Martins Cruz/CRB6-
2886

e a equipe do setor Portal/Diretoria de Comunicação Social da UFVJM



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

BRUNO GOMES ROBERTO

DIVERSIDADES FLORÍSTICA E FUNCIONAL DE CAMPO RUPESTRE NA RESERVA DA BIOSFERA DA SERRA DO ESPINHAÇO

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação **em Ciência Florestal** da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, **nível de Mestrado**, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência Florestal**.

Orientador: Prof. **Anne Priscila Dias Gonzaga**

Data de aprovação 31/03/2023.

Prof. André Rodrigo Rech (UFVJM)

Prof. Marcelino Santos de Moraes - (UFVJM)



Documento assinado eletronicamente por **Anne Priscila Dias Gonzaga, Docente**, em 03/04/2023, às 15:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Andre Rodrigo Rech, Docente**, em 03/04/2023, às 16:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcelino Santos de Moraes, Docente**, em 05/04/2023, às 13:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1035479** e o código CRC **73589315**.

Referência: Processo nº 23086.004511/2023-05

SEI nº 1035479

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à todas as forças da natureza que permitiram e permitem toda a diversificação das formas de vida na Terra!

Agradeço à minha família, principalmente ao meu pai José e à minha mãe Rosimeire, por sempre apoiarem meus objetivos e a concretização de sonhos. Ao meu irmão Vitor e irmã Camila meu muito obrigado por existirem e me incentivarem, amo vocês!

Meu sincero agradecimento à minha orientadora: Professora Doutora Anne Priscila Dias Gonzaga, pela paciência e compreensão durante o decorrer do Mestrado, muitas adaptações foram feitas até gerar este belíssimo trabalho! Muito obrigado ao Professor Evandro Luiz Mendonça Machado e ao Carlos Alberto do Jardim Botânico de BH pelo auxílio nas identificações botânicas e nas análises estatísticas.

Um profundo agradecimento às pessoas que me ajudaram nos trabalhos de campo: Gerson e Deivid de Curralinho, Mayara, Fran, Pablo, Thaís, Geovana, Valderrama e todo pessoal do PHYVE e GEEBE. Sem vocês este trabalho não seria possível. Agradeço também à Dona Dirce e João Grande por autorizarem o estudo em sua propriedade. Um obrigado especial pela acolhida inicial do amigo Valderrama em sua casa, apoio essencial na minha permanência em Diamantina. Sou grato também pela parceria da Rebecca, Duda e Nalice, fundamentais na companhia e passeios pelas serras de Diamantina. Sem esquecer de Dona Lia, vizinha e benzedeira de Curralinho, gratidão por suas rezas e preces! E um grande abraço ao amigo Tito de Curralinho, pelas refeições e conversas sobre a melhor maneira de se viver!

Um fraterno obrigado aos amigos de Contagem, BH e dos interiores de Minas Gerais pela força e discussões durante a elaboração do trabalho: Mari, João Paulo, Caio, Leandro, Moraleida, Gustavo, Lana, Abreus, Kpadu e em especial à Carolina, pela paciência e companheirismo durante essa fase.

No mais, este trabalho é dedicado à todas as pessoas que, de alguma maneira, contribuíram e contribuem na preservação e manejo adequados do meio ambiente.

Agradeço à FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) pela concessão da bolsa de pesquisa, sem ela não seria possível realizar o trabalho.

VIVA A NATUREZA!

VIVAM OS CAMPOS RUPESTRES!

Estou no colo da mãe natureza
Ela toma conta da minha cabeça
É que eu sei que não adianta mesmo a gente chorar
A mamãe não dá sobremesa

Rita Lee, 1974

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo verificar se os parâmetros da teoria dos OCBIL, como a dispersibilidade de espécies reduzida, alto endemismo local e raridade comum, explicariam os padrões de diversidades taxonômica e funcional da flora entre micro-habitats de um Campo Rupestre quartzítico na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Para isso comparou-se as diversidades taxonômica e funcional entre os micro-habitats rocha, fenda, areia, cupinzeiro e forófito. A hipótese assume que a diversidade taxonômica entre os micro-habitats é diferente, enquanto que a diversidade funcional é similar. Isso porque os Campos Rupestres, mesmo em áreas próximas, possuem alta diversidade taxonômica. Porém, os filtros ambientais similares resultariam em adaptações convergentes nos traços funcionais. A área de estudo encontra-se próxima ao distrito de Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. No local foi alocada uma parcela de 100x50 metros e subdivida em 50 subparcelas de 10x10 metros. Nestas foi realizado o censo das angiospermas adultas vivas, indicando o micro-habitat em que se encontravam. As plantas coletadas foram depositadas no Herbário Dendrológico Jeanine Felfili. A análise da diversidade taxonômica foi medida pelos índices de similaridade de Jaccard e Czekanowski, e pelo índice de diversidade de Shannon e Equabilidade de Pielou. Na diversidade funcional utilizou-se os índices multidimensionais: riqueza, equabilidade, divergência e dispersão funcional. Foi verificado, através de modelos nulos para a riqueza e dispersão funcionais, se a montagem da comunidade é influenciada por fatores abióticos. Foram encontrados 14600 indivíduos, compreendendo 35 famílias e 110 espécies. Os táxons mais ricos e abundantes foram a família Velloziaceae e o gênero *Vellozia*. Muitas espécies endêmicas foram amostradas. O micro-habitat mais diverso taxonomicamente foi a areia e o menos os forófitos. O índice de Jaccard mostrou que as espécies dos cupinzeiros e dos forófitos são dissimilares dos outros micro-habitats, exceto na comparação cupinzeiro x rocha. No restante dos micro-habitats, as espécies foram similares. Enquanto que, o índice de Czekanowski indicou similaridade apenas entre areia e fenda. O índice de Shannon variou entre 3,98 na areia e 0,861 nos forófitos. A Equabilidade de Pielou evidenciou que os indivíduos se encontram melhor distribuídos no cupinzeiro e mais concentrados nos forófitos. A análise dos índices multidimensionais de diversidade funcional, baseou-se na forma de vida, consistência da folha e presença de tricomas, síndrome de dispersão de sementes e tipo de fruto. Eles demonstraram que a areia obteve o maior valor de riqueza funcional, enquanto que o cupinzeiro mostrou ter a maior equabilidade funcional. Já os índices de divergência e dispersão funcionais foram maiores na rocha. As plantas epífitas alcançaram os menores valores em todos os quatro índices. Os modelos nulos

confirmaram que o ambiente influencia na montagem das comunidades. Com isso, corroborou-se parcialmente a hipótese quanto à diversidade taxonômica e totalmente quanto à diversidade funcional. Foi atestado que o Campo Rupestre amostrado atende à expectativa da condição biótica para sua classificação como um OCBIL.

Palavras-chave: Endemismos. Filtragem Abiótica. Micro-habitats. OCBIL.

ABSTRACT

This work aimed to verify whether the parameters of the OCBIL theory, such as reduced species dispersibility, increased local endemism and common rarity, would explain the patterns of taxonomic and functional flora diversity among microhabitats of a quartzite Campo Rupestre in the Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. For this purpose, taxonomic and functional diversity was compared between rock, crevice, sand, termite mound and phorophyte microhabitats. The hypothesis assumes that the taxonomic diversity among the microhabitats is different, while the functional diversity is similar. This is because the Campos Rupestres, even in nearby areas, have high taxonomic diversity. However, similar environmental filters result in convergent adaptations in functional traits. The study area is close to the Extração district, Diamantina, Minas Gerais, Brazil. A plot of 100x50 meters was allocated and subdivided into 50 subplots of 10x10 meters. In these, a census of live adult angiosperms was carried out, indicating the microhabitat in which they were found. The collected plants were deposited in the Jeanine Felfili Dendrological Herbarium. The analysis of taxonomic diversity was measured by Jaccard and Czekanowski similarity indices, and by Shannon diversity index and Pielou evenness. For functional diversity, multidimensional indices were used: functional richness, functional evenness, functional divergence and functional dispersion. It was verified, through null models for functional richness and dispersion, if the assembly of the community is influenced by abiotic factors. 14600 individuals were found, comprising 35 families and 110 species. The richest and most abundant taxa were the family Velloziaceae and the genus *Vellozia*. Many endemic species were sampled. The most taxonomically diverse microhabitat was sand and the least epiphytes. The Jaccard index showed that the termite mound and the phorophyte are dissimilar from the other microhabitats, except in the termite mound x rock comparison. In the rest of the microhabitats, the species were similar. While, the Czekanowski index indicated similarity only between sand and crevice. The Shannon index varied between 3.98 in sand and 0.861 in phorophytes. Pielou evenness showed that the individuals are better distributed in the termite mound and more concentrated in the phorophytes. The analysis of multidimensional indices of functional diversity was based on life form, leaf consistency and presence of trichomes, seed dispersal syndrome and type of fruit. They showed that the sand had the highest functional richness value, while the termite mound had the highest functional evenness. The functional divergence and dispersion indices were higher in the rock. Epiphytic plants achieved the lowest values in all four indices. The null models confirmed that the environment influences the assembly of communities. With this, the hypothesis regarding taxonomic diversity was partially corroborated and fully confirmed regarding functional

diversity. It was attested that Campo Rupestre sampled meets the expectation of the condition for its inclusion as an OCBIL.

Key words: Abiotic Filtration. Endemisms. Micro-habitats. OCBIL.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Mapa 1** - Sobreposição da distribuição dos Campos Rupestres no Brasil em relação à topografia.....18
- Mapa 2** - Localização da Serra do Espinhaço, entre os Estados de Minas Gerais e Bahia (contorno vermelho). Outras regiões de Campo Rupestre também são demonstradas, como a Serra da Canastra em Minas Gerais e a Chapada dos Veadeiros em Goiás.....20
- Mapa 3** - Localização do município de Diamantina no contexto de Minas Gerais, mesorregião do Vale do Jequitinhonha. Na imagem de satélite está a área do estudo, com a área de amostragem do Campo Rupestre delimitada pelo retângulo vermelho.....24
- Figura 1** - Principais composições geológicas da área, quartzitos da formação Sopa-Brumadinho e clastos de formação ferrífera. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....25
- Figura 2** - Ferramentas encontradas na área de estudo e utilizadas pelos proprietários do sítio no garimpo manual de diamante. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....25
- Figura 3** - Vista parcial do Campo Rupestre quartzítico amostrado com algumas subparcelas delimitadas por barbante. Imagem registrada durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....26
- Figura 4** - Micro-habitats onde as plantas foram amostradas. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....27
- Gráfico 1** - As dez famílias mais abundantes de angiospermas encontradas no Campo Rupestre quartzítico da área de estudo em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....31
- Figura 5** - *Vellozia albiflora*, vista de cima (esquerda), vista lateral (meio) e hábito (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....37
- Figura 6** - *Vellozia caruncularis* (a, b) e *Vellozia geotegens* (c, d). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....38
- Figura 7** - Hábito de *Peperomia gracilis* (esquerda) e *Wunderlichia senae*, infrutescência sobre o polegar (meio) e detalhe da inflorescência (direta). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....39
- Figura 8** - *Cipocereus minensis*, conhecido na região como quiabo-da-lapa. Hábito (esquerda), botões florais (meio) e frutos (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....39
- Figura 9** - *Syagrus glaucescens*, palmeira conhecida na região como coquinho. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....40

- Figura 10** - Possível nova espécie de *Anthurium* no Campo Rupestre amostrado. Hábito (esquerda), inflorescência (meio) e infrutescência (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**41**
- Gráfico 2** - Abundância de plantas em cada micro-habitat de Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**42**
- Figura 11** - Diagrama de fitas demonstrando a riqueza de plantas compartilhada entre os micro-habitats no Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**43**
- Gráfico 3** - Riqueza de espécies em cada forma de vida amostrada no Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**44**
- Gráfico 4** - Riqueza de espécies em cada tipo de consistência da folha amostrada no Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**45**
- Figura 12** - Comparação entre espécies no cupinzeiro (direita) e na rocha e areia (esquerda). Imagem registrada durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**49**
- Figura 13** - *Cattleya rupestris*, única espécie compartilhada entre os forófitos e os cupinzeiros. Hábito (esquerda), detalhe da flor (meio) e fruto (direita). Imagens registradas durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**50**
- Figura 14** - *Pilosocereus aurisetus* encontrado em cupinzeiro com o fruto maduro e expondo as sementes (esquerda) e *P. aurisetus* encontrado na areia e com os frutos imaturos. Ambos fotografados na mesma época. Imagens registradas durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**51**
- Figura 15** - *Euphorbia sipolisii*, espécie áfila e conhecida na região como canelinha. Destaque para seu caule 4-costados, com cerca de 1 cm em cada face. No centro está sua minúscula flor avermelhada. Imagem registrada durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**53**

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Famílias e espécies de angiospermas amostradas nos micro-habitats do Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**32**
- Tabela 2** - Índices de similaridade de Jaccard (itálico) e de Czekanowski (negrito) entre micro-habitats de Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Os valores sublinhados indicam micro-habitats similares (valores iguais ou maiores que 50).....**42**
- Tabela 3** - Índice de diversidade de Shannon e Equabilidade de Pielou para micro-habitats de Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Em negrito estão os valores mais altos e em itálico os valores mais baixos.....**44**
- Tabela 4** - Índices de diversidade funcional para cada micro-habitat de Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. FRic (riqueza funcional); FEve (equabilidade funcional); FDiv (divergência funcional); FDis (dispersão funcional).....**46**
- Tabela 5** – Grupos funcionais de angiospermas amostradas no Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.....**46**

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APG IV – *Angiosperm Phylogeny Group IV* (Grupo de Filogenia de angiospermas IV). Quarta versão do moderno sistema de classificação das plantas com flor, essencialmente baseado em estudos de filogenia molecular.

°C – Graus Celsius.

CNCFlora – Centro Nacional de Conservação da Flora. Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Cwb – Clima subtropical de altitude, de acordo com a classificação de Koppen.

FDis – Dispersão Funcional.

FDiv – Divergência Funcional.

FEve – Equabilidade Funcional.

FRic – Riqueza Funcional.

H' – Índice de Diversidade de Shannon.

HDJF - Herbário Dendrológico Jeanine Felfili.

J' – Equabilidade de Pielou.

km – Quilômetros.

km² – Quilômetros quadrados.

Ma – Milhões de anos.

m – Metros.

mm – Milímetros.

MMA – Ministério do Meio Ambiente.

OCBIL – *Old, Climatically Buffered and Infertile Landscape* (Paisagens Antigas, Tamponadas Climaticamente e Inférteis).

RBSE – Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço.

REFLORA - Plantas do Brasil: Resgate Histórico e Herbário Virtual para o Conhecimento e Conservação da Flora Brasileira. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

SEMAD - MG – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais.

SIRGAS 2000 - Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas.

Sp. – Espécie.

UFVJM – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

UTM – Universal Transversa de Mercator. Sistema de representação da superfície da Terra utilizando projeções cilíndricas e divisão do globo em grade.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 MATERIAIS E MÉTODOS	23
2.1 Área de estudo	23
2.2 Amostragem da vegetação.....	26
2.3 Análise dos dados	28
2.3.1 Diversidade taxonômica.....	28
2.3.1 Diversidade funcional	28
3 RESULTADOS	31
3.1 Diversidade taxonômica	31
3.2 Diversidade funcional	44
4 DISCUSSÃO	47
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

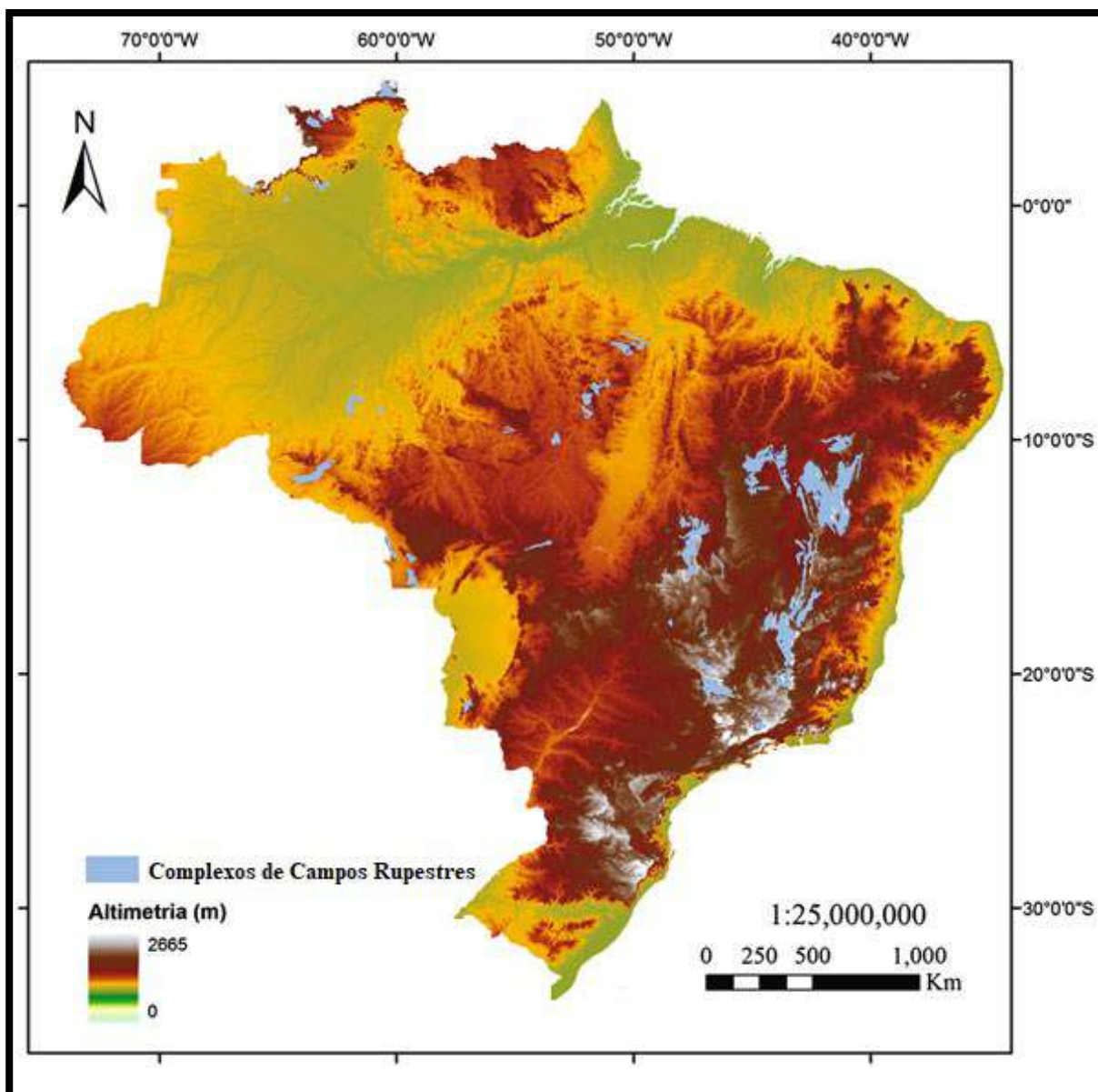
Os ecossistemas naturais são continuamente transformados pela ação humana, por isso é urgente uma visão renovada que estabeleça uma ambição alcançável para reverter o declínio da biodiversidade (Rounsevell *et al.*, 2020). Para contribuir com a compreensão da evolução, ecologia e conservação da diversidade biológica em paisagens antigas, foi proposta a teoria dos OCBIL (*Old, Climatically Buffered and Infertile Landscapes*) (Hopper *et al.*, 2021; Hopper, 2009). Estas regiões geográficas são aquelas terras que estavam acima do nível do mar quando ele alcançou os níveis mais altos, conhecidos há 90 milhões de anos, e distam de zonas de colisão de placas tectônicas (geologicamente estáveis), são tamponadas climaticamente – climas oceânicos prolongados desde o início do Cretáceo (140Ma) e inférteis (Hopper, 2009). A teoria dos OCBIL foi desenvolvida a partir de estudos nos *kwongkan* do sudoeste da Austrália, nos *fyngbos* da região florística do Cabo na África do Sul e nos *pantepuis* do escudo da Guiana, no norte da América do Sul (Hopper *et al.*, 2021; Hopper *et al.*, 2016; Hopper, 2009).

Os parâmetros e/ou condições para inclusão de paisagens como OCBIL compreendem: (1) dispersibilidade de espécies reduzida, endemismo local aumentado e raridade comum; (2) persistência acentuada (linhagens antigas – Hipótese da Herança Gondwana) de indivíduos antigos (Hipótese do Self Definitivo); (3) o Efeito James (busca de heterozigosidade, por exemplo polinização por pássaros, coalescência genômica); (4) especiação prolongada nas margens (Hipótese do Berço Semiárido); (5) adaptação a solos salinos (apenas terras planas, como a região florística do sudoeste australiano); (6) especialização nutricional e outras especializações biológicas; (7) vulnerabilidade especial (por exemplo, para remoção do solo) e resiliência aprimorada (por exemplo, para fragmentação natural) (Hopper, 2009). Tendo por base estes parâmetros há estudos que consideram os Campos Rupestres brasileiros como OCBIL (Costa *et al.*, 2022; Hopper *et al.*, 2021; Monteiro *et al.*, 2021; Silveira *et al.*, 2021; Silveira *et al.*, 2016).

O Campo Rupestre pode ser considerado um peinobioma azonal, ou seja, um ecossistema cuja a distribuição é disjunta e controlada por fatores pedológicos, neste caso a escassez ou ausência de nutrientes; caracterizado por um mosaico de vegetação montana, sujeito ao fogo, dominado por ervas e arbustos que se estabelecem em afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou formações ferríferas empobrecidos em nutrientes, juntamente com areias brancas e solos rochosos (Miola *et al.*, 2021). O Campo Rupestre geralmente ocorre em áreas acima dos 800 metros de altitude no leste e centro do Brasil e no escudo da Guiana, e em

manchas isoladas abaixo dos 800 metros de altitude do sul ao norte do Brasil e no leste da Bolívia (mapa 1), nas quais vários fatores são determinantes: (1) oligotrofia extrema e solos ácidos, materiais precursores exauridos de nutrientes; (2) resistência ao intemperismo e à erosão (química e física); (3) exposição constante ao vento; (4) regime de fogo intenso (Miola *et al.*, 2021; Schaefer *et al.*, 2016). As variações fitofisionômicas do Campo Rupestre devem-se basicamente à profundidade do solo (fator edáfico), drenagem e estabilidade e evolução da paisagem (Schaefer *et al.*, 2016).

Mapa 1- Sobreposição da distribuição dos Campos Rupestres no Brasil em relação à topografia.



Fonte: Schaefer *et al.*, 2016 (adaptado).

Formas de relevo (atributos geomorfológicos) afetam o Campo Rupestre em escalas continentais (superfícies altas), em escalas regionais (formas de relevo regionais, como escarpas, vales, encostas) e em escalas locais (profundidade do solo, pedregosidade, rocha, drenagem) (Freire *et al.*, 2021; Gonzaga e Machado, 2021; Schaefer *et al.*, 2016). A heterogeneidade microambiental pode contribuir para a coexistência de espécies e para a extraordinária riqueza do Campo Rupestre (Badia *et al.*, 2021). Em uma escala mais fina, a variabilidade do micro-habitat, na textura do solo e a disponibilidade de água conduzem a diferenças sutis, mas previsíveis, em estratégias de comunidades distintas (Badia *et al.*, 2021; Silveira *et al.*, 2016).

Os ecossistemas montanhosos, extremamente antigos (Cretáceo), são ao mesmo tempo um museu de linhagens antigas e um berçário de contínua diversificação de linhagens endêmicas (Hopper *et al.*, 2021; Hopper *et al.*, 2016; Silveira *et al.*, 2016; Hopper, 2009). Apresentam ainda uma vegetação megadiversa, ameaçada e insubstituível (Hopper *et al.*, 2021; Miola *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2018; Monteiro *et al.*, 2018; Silveira *et al.*, 2016).

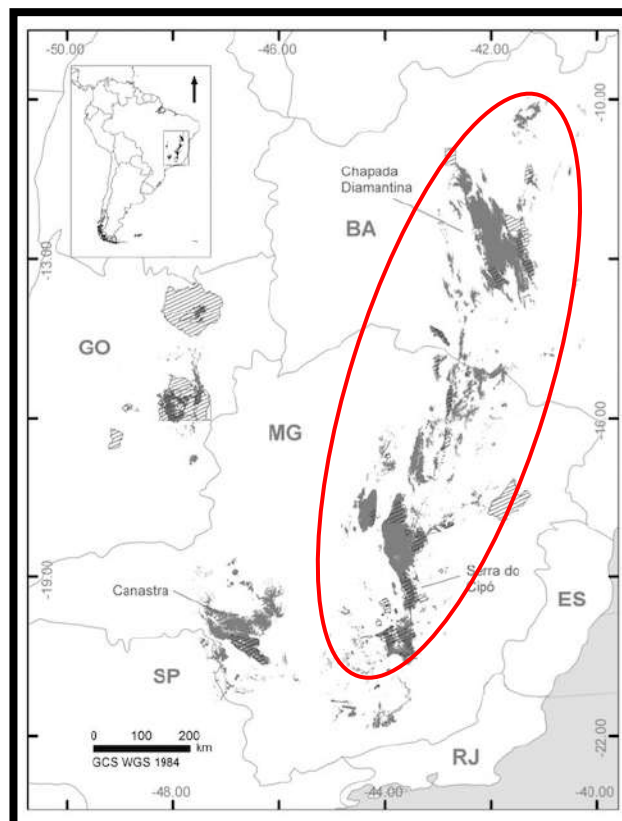
Existem várias explicações para a alta riqueza de espécies e endemismo na flora de montanhas tropicais que podem ser resumidas em: (1) o gradiente altitudinal cria vários nichos distintos (por exemplo, microclimas), permitindo que mais espécies de plantas coexistam em uma área relativamente menor (Gonzaga e Machado, 2021; Vasconcelos *et al.*, 2020); (2) os topos das montanhas criam sistemas semelhantes ao de um arquipélago continental que impõem barreiras ao fluxo gênico, levando a taxas de especiação rápidas em linhagens endêmicas; e (3) a origem das radiações montanas endêmicas pode estar ligada à idade da elevação da montanha, quando o sistema semelhante a um arquipélago e os gradientes altitudinais são formados (Vasconcelos *et al.*, 2020).

O Campo Rupestre é classificado tradicionalmente como uma fitofisionomia do Cerrado, mas a diversificação de algumas linhagens de suas plantas é anterior a esse bioma, sugerindo que o Campo Rupestre seja, talvez, a vegetação aberta mais antiga do leste da América do Sul (Silveira *et al.*, 2016). Atualmente, sabe-se que além da Serra do Espinhaço, os Campos Rupestres estão presentes na Serra dos Carajás, na Chapada dos Veadeiros, no Pantanal e em outros pontos isolados da América do Sul (Miola *et al.*, 2021).

A Serra do Espinhaço estende-se por cerca de 1200 km na direção sudoeste-nordeste, com largura máxima entre 50-100 km no sentido leste-oeste, entre a região central de Minas Gerais e o norte da Bahia (mapa 2), formada predominantemente por quartzitos proterozoicos (Gonzaga e Machado, 2021; Silveira *et al.*, 2016; Gontijo, 2010). Em sua

extensão abrange parte de três biomas (Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga) sendo os dois primeiros considerados *hotspots* de biodiversidade (Mucida *et al.*, 2021; ICMBio, 2012; Myers *et al.*, 2000). Nascentes de bacias hidrográficas brasileiras, como as dos rios São Francisco, Doce e Jequitinhonha também fazem parte da sua paisagem (Mucida *et al.*, 2019).

Mapa 2 – Localização da Serra do Espinhaço, entre os Estados de Minas Gerais e Bahia (contorno vermelho). Outras regiões de Campo Rupestre também são demonstradas, como a Serra da Canastra em Minas Gerais e a Chapada dos Veadeiros em Goiás.



Fonte: Silveira *et al.*, 2016 (adaptado).

A Serra do Espinhaço possui ecossistemas de alta relevância para a preservação da biodiversidade (Costa *et al.*, 2022; Gonzaga e Machado, 2021; Mucida *et al.*, 2021; Ribas e Gontijo, 2015). Neste sentido, uma parte em Minas Gerais foi reconhecida pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço – RBSE – e estende-se desde o Quadrilátero Ferrífero à Serra do Espinhaço Meridional e Serra do Cabral, região de Olhos d’água (Ribas e Gontijo, 2015). Em 2019 houve uma expansão para o norte de Minas Gerais, abrangendo parte do Espinhaço Setentrional até o limite com o estado da Bahia (Mucida e Gonzaga, 2021; UNESCO, 2019). A Serra do Espinhaço é composta em sua maior parte por Campos Rupestres, que detêm cerca de 15 por cento da flora brasileira (mais de 5000 espécies) em menos de 0,8

por cento do território nacional (66.447 km²) o que demonstra a importância da sua conservação para preservação da biodiversidade (Gonzaga e Machado, 2021; Fernandes *et al.*, 2018; Silveira *et al.*, 2016).

As pesquisas sobre diversidade funcional são fundamentais para identificar espécies ou grupos de espécies que são particularmente importantes para manter a função dos ecossistemas, e desta forma entender como estes funcionam (Silva *et al.*, 2021). Além disso, ajudam a compreender como as mudanças ambientais, as mudanças climáticas ou a perda de habitat podem afetar a biodiversidade e a estabilidade dos ecossistemas (Reis *et al.*, 2022). Ou seja, estudos desta natureza podem trazer implicações importantes, tanto do ponto de vista da conservação dos ambientes como do manejo de espécies importantes (Silva *et al.*, 2021).

O estudo da diversidade funcional da flora em Campos Rupestres tem revelado atributos funcionais relacionados ao ambiente, por exemplo os trabalhos sobre as adaptações das raízes de Velloziaceae, os quais demonstram aspectos morfológicos, fisiológicos e simbióticos (Teodoro *et al.*, 2021; Teodoro *et al.*, 2019; Abrahão *et al.*, 2019; Alcântara *et al.*, 2018). Em uma revisão com 32 artigos sobre a diversidade funcional da vegetação no Cerrado, apenas três estudos foram realizados em formações campestres deste bioma (Reis *et al.*, 2022). Ressaltando a importância de mais estudos nas fitofisionomias campestres, a qual inclui os Campos Rupestres.

Os Campos Rupestres encontram-se vulneráveis às pressões antrópicas pretéritas e atuais (como por exemplo, pela especulação imobiliária, pela mineração e pelo turismo degradatório). Uma consulta realizada no site da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais, mostrou que dos 123 pedidos de licenciamento ambiental no município de Diamantina em Minas Gerais, Brasil, entre abril de 2016 a fevereiro de 2023, 75 deles foram relacionados à mineração, o restante foi para abertura de loteamentos, carvoaria, abertura e manutenção de estradas, entre outros (SEMAD-MG, 2023).

Além dessas pressões antrópicas, de acordo com modelos de mudanças climáticas, 95% dos Campos Rupestres podem desaparecer até o final deste século (Fernandes *et al.*, 2014). Estudos científicos afirmam que é urgente a necessidade de se conhecer e preservar esse ambiente tão restrito, rico e endêmico (Freire *et al.*, 2021; Miola *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2018; Monteiro *et al.*, 2018).

Neste sentido, este trabalho visa colaborar para o maior e melhor conhecimento sobre aspectos florísticos e funcionais da flora em Campo Rupestre quartzítico na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Apresentando como pergunta central: os parâmetros da teoria dos OCBIL, como a dispersibilidade de espécies reduzida, endemismo local aumentado e

raridade comum, explicariam os padrões de diversidades taxonômica e funcional da flora entre micro-habitats de um Campo Rupestre quartzítico na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço?

A hipótese baseia-se que a diversidade taxonômica entre os micro-habitats será diferente, enquanto que a diversidade funcional será similar. Isso porque os Campos Rupestres, mesmo em áreas próximas, possuem alta diversidade taxonômica. Porém, os filtros ambientais similares resultariam em adaptações convergentes nos traços funcionais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área estudada encontra-se próxima ao distrito de Extração (Currallinho), a sudeste da sede municipal de Diamantina, Minas Gerais, Brasil (mapa 3). O Campo Rupestre amostrado (coordenadas: 656864.00; 7977576.00 – SIRGAS 2000, UTM, zona 23S) é circundado por Mata de Galeria, e formado, predominantemente, por quartzitos da formação Sopa-Brumadinho, Supergrupo Espinhaço, incluindo ocasionalmente clastos de formação ferrífera (Silva *et al.*, 2015; Fogaça, 1997) (figura 1).

Na região predominam as litologias quartzíticas e a paisagem é formada por uma sucessão de vales com encostas íngremes e montanhosas, separadas por superfícies planas escalonadas pela altitude (Silva e Silva, 2016). Está à aproximadamente 1130 metros de altitude, o clima é o subtropical de altitude, Cwb na Classificação de Koppen, o qual possui duas estações bem definidas: uma chuvosa - outubro a março - e uma seca - abril a setembro (Dubreil *et al.*, 2018) com temperatura média anual de 19,3°C e precipitação média anual de 1279mm (Climate-Data).

O local do estudo pertence a uma propriedade particular, a qual tem como principal atividade a agropecuária familiar. Especificamente, no sítio amostrado a atividade antrópica mais recente é o garimpo manual de diamantes. Embora a prática de mineração não seja realizada de forma explícita pelos proprietários, durante as amostragens foram encontradas algumas ferramentas utilizadas nesta atividade (figura 2). Além disso, recentemente, ocorreram sondagens de mineração de quartzito na área e em seu entorno. Alguns resquílios isolados de fogo também foram observados no entorno da área, isso porque as rochas funcionam como uma barreira natural para a propagação de incêndios. Desta forma, a vegetação no local amostrado permaneceu bem conservada, com espécimes bem desenvolvidos (figura 3).

O Campo Rupestre é margeado por um curso d'água sazonal, e durante a estação chuvosa várias nascentes temporárias emergem do afloramento quartzítico. Toda a área está na sub-bacia hidrográfica do ribeirão do Inferno, bacia do rio Jequitinhonha, fundamental para as populações dos municípios do nordeste de Minas Gerais e sul da Bahia. Cabe destacar que o local nunca recebeu estudos sobre sua biodiversidade, apesar de estar sob pressão da extração minerária.

Mapa 3 - Localização do município de Diamantina no contexto de Minas Gerais, mesorregião do Vale do Jequitinhonha. Na imagem de satélite está a área do estudo, com a área de amostragem do Campo Rupestre delimitada pelo retângulo vermelho.

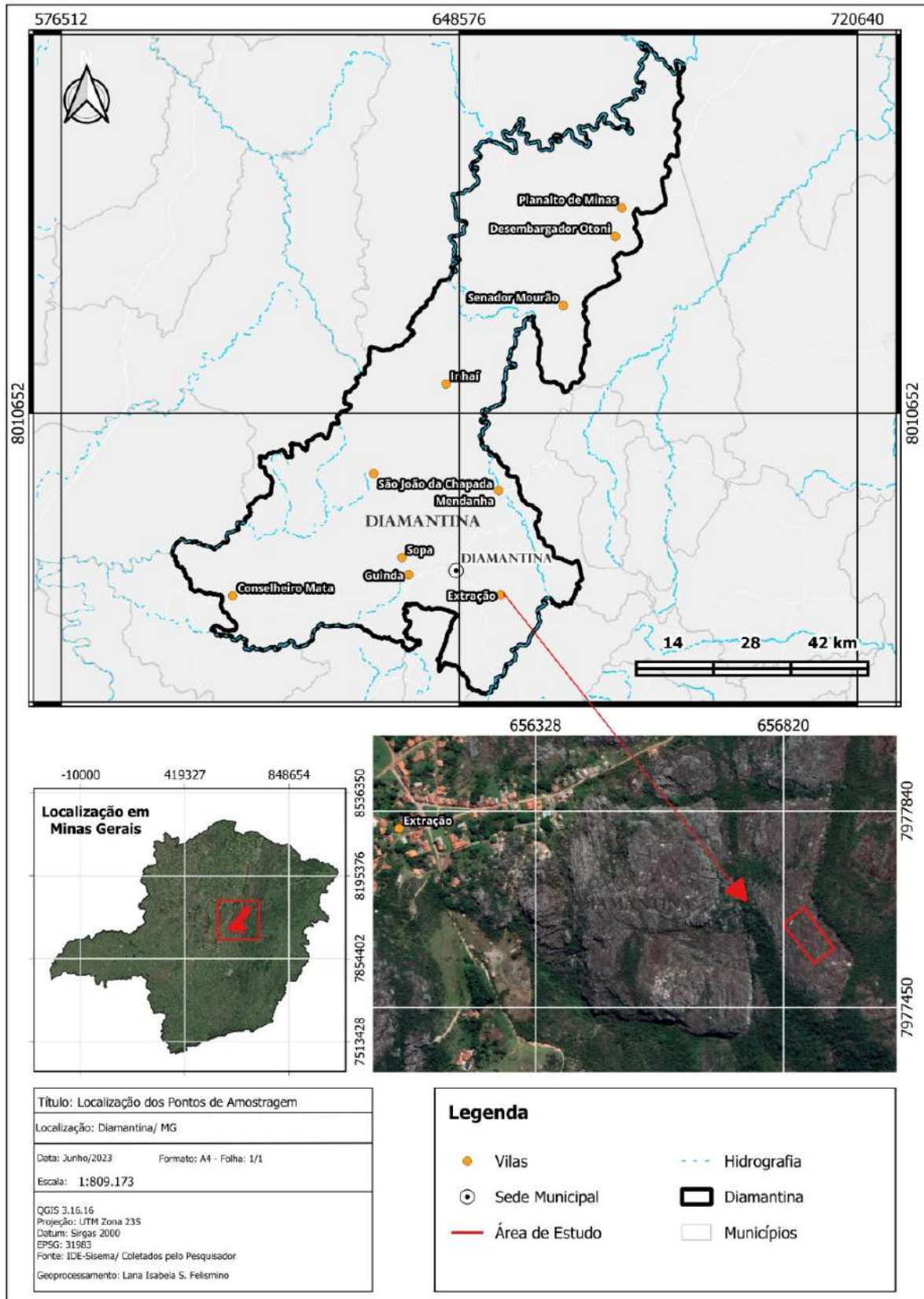


Figura 1 - Principais composições geológicas da área, quartzitos da formação Sopa-Brumadinho e clastos de formação ferrífera. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Figura 2 - Ferramentas encontradas na área de estudo e utilizadas pelos proprietários do sítio no garimpo manual de diamante. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Figura 3 - Vista parcial do Campo Rupestre quartzítico amostrado com algumas subparcelas delimitadas por barbante. Imagem registrada durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

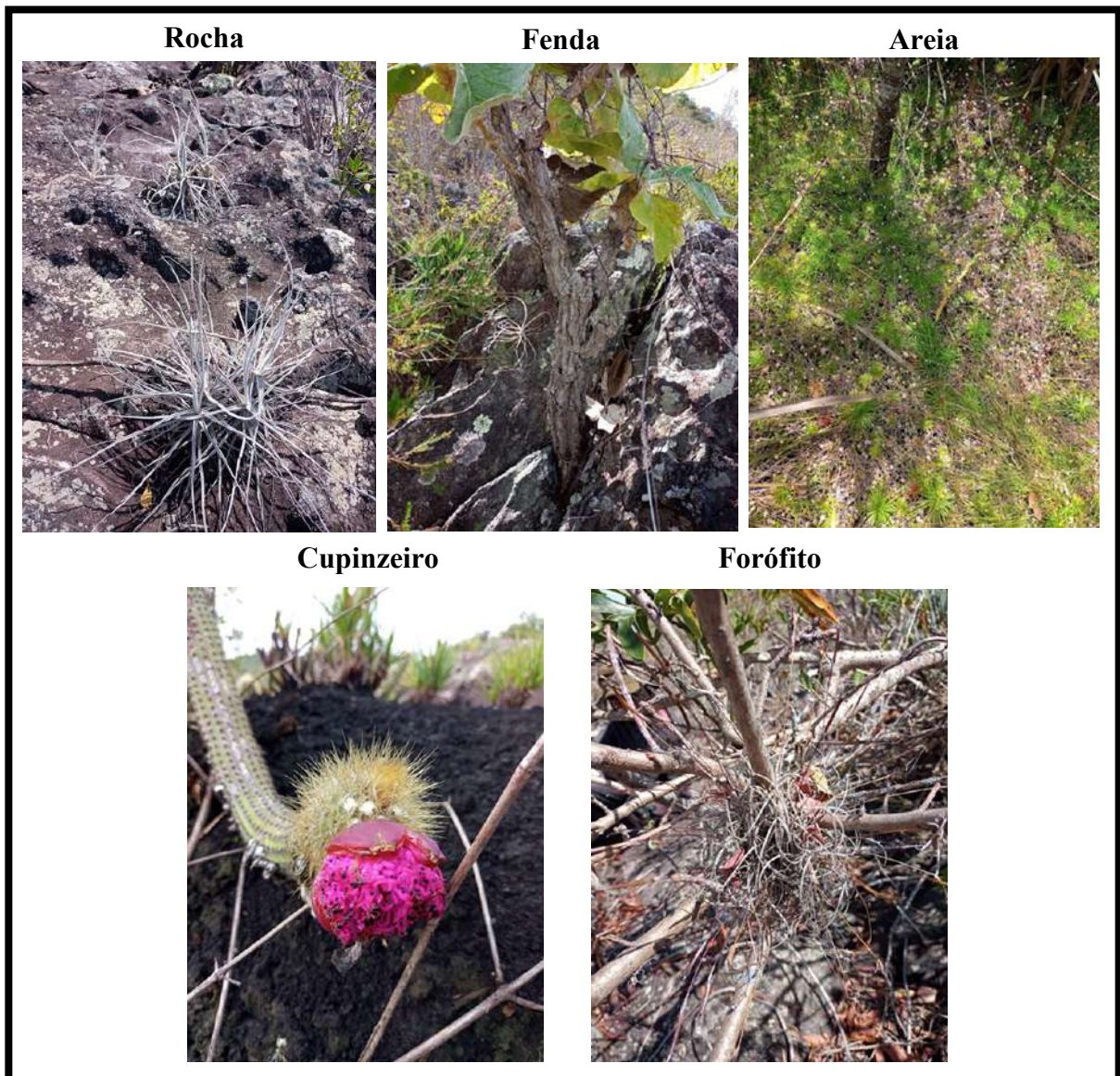
2.2 Amostragem da vegetação

A amostragem baseou-se na alocação de uma parcela de 100 x 50 metros, abrangendo a maior quantidade da heterogeneidade ambiental observada no Campo Rupestre estudado (declividade, fendas, depósitos naturais de areia, etc.). Com o intuito de melhorar a logística da amostragem, essa parcela foi subdividida em 50 subparcelas de 10 x 10 metros.

Posteriormente, entre os meses de abril de 2021 a abril de 2022 foi realizado o censo das angiospermas adultas vivas no interior de cada subparcela. Além da informação sobre a identidade botânica dos espécimes amostrados, foi registrado o micro-habitat onde estes se encontravam, a saber: rocha, fenda, areia, cupinzeiro e forófito (figura 4). Todas as espécies registradas nesse estudo foram coletadas e levadas ao Herbário Dendrológico Jeanine Felfili (HDJF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) para

identificação e depósito. A classificação taxonômica das espécies foi realizada de acordo com o sistema *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016). A verificação dos nomes científicos aceitos foi realizada com consultas ao site da Flora e Funga do Brasil (REFLORA).

Figura 4 – Micro-habitats onde as plantas foram amostradas. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Além da classificação taxonômica, as espécies foram descritas quanto ao hábito, a distribuição geográfica e a distribuição ambiental (REFLORA). Além disso, cada espécie foi categorizada de acordo com o grau de ameaça segundo a Portaria 148 de 07 de junho de 2022 do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2022) e de dados do Centro Nacional de Conservação

da Flora (CNCFlora). As plantas também foram classificadas quanto a endemismos e raridades (Flora e Funga do Brasil; Silva *et al.*, 2019).

2.3 Análise dos dados

2.3.1 Diversidade taxonômica

Para a análise dos dados de similaridade florística entre os micro-habitats, foi usado o índice qualitativo de Jaccard e o quantitativo de Czekanowski (Magurran, 2011). Esses índices foram calculados no software Excel.

Na análise de diversidade florística, foi utilizado o índice de Shannon e a Equabilidade de Pielou (Magurran, 2011). Os dois índices foram calculados no software Past 4.10. Também foi gerado um diagrama de fitas (Datasmith), no qual os valores e a espessura da fita representam a riqueza de plantas compartilhada entre os micro-habitats.

2.3.1 Diversidade funcional

Para a análise do perfil funcional das espécies foram selecionados traços funcionais ligados a processos ecológicos que são relevantes para a restauração de ecossistemas, como a reprodução e as interações biológicas (Gomes, 2020). Desta forma, as angiospermas amostradas foram classificadas em relação a: a) forma de vida (arbusto, árvore, erva, palmeira, subarbusto e trepadeira) que está relacionada ao suporte estrutural, complexidade dos estratos, profundidade potencial de enraizamento, uso da água, exploração e cobertura do solo (Gomes, 2020; Lambers & Oliveira, 2019; Fernandes *et al.*, 2016); b) consistência da folha (cartácea, coriácea, membranácea, rígida e sem folha); c) tricomas nas folhas (ausente ou presente) ambos relativos à resistência contra a radiação solar e à dessecação (Taiz *et al.*, 2017); d) fruto (carnoso ou seco); e) síndrome de dispersão de sementes (anemocórica, autocórica e zoocórica) tanto o fruto como a dispersão estão associados com a reprodução de espécies vegetais, atratividade para a fauna, interações biológicas, biodiversidade e potencial de colonização (Gomes, 2020; Fernandes *et al.*, 2016; Goosem & Tucker, 2012).

Um dos índices multidimensionais utilizados na análise da diversidade funcional foi a riqueza funcional (FRic “*Functional Richness*”) que representa a quantidade de espaço funcional ocupado por uma comunidade, independente da abundância de espécies, elaborado para dados quantitativos (Villéger *et al.*, 2008; Mason *et al.*, 2005) e aprimorado para permitir o uso de dados qualitativos (Laliberté e Legendre, 2010). A riqueza funcional se refere à

quantidade de combinações únicas de atributos presentes em uma comunidade (Oliveira *et al.*, 2019).

Os outros índices utilizados foram a equabilidade funcional (FEve “*Functional Evenness*”) e divergência funcional (FDiv “*Functional divergence*”) (Villéger *et al.*, 2008; Mason *et al.*, 2005) e a dispersão funcional (FDis “*Functional Dispersion*”) (Laliberté e Legendre, 2010). A equabilidade funcional mostra a uniformidade de distribuição das espécies no espaço funcional, enquanto que a divergência funcional demonstra o nível de diferenciação entre os nichos (Oliveira *et al.*, 2019). A dispersão funcional estima o espalhamento das espécies no espaço funcional, refletindo a distância média de espécies individuais ao centroide de todas as espécies (Laliberté & Legendre, 2010).

Assim, podemos dizer que a riqueza e a dispersão funcionais medem o volume ocupado pelas espécies no espaço multivariado dos traços: se as espécies forem funcionalmente diferentes, então a riqueza e a dispersão funcionais apresentarão valores maiores (Silva, 2016). A equabilidade funcional mede o tanto que as abundâncias das espécies estão distribuídas no espaço de traços: se as espécies funcionalmente distintas apresentarem abundâncias parecidas, a equabilidade será maior, já se as espécies funcionalmente similares concentrarem a abundância e poucos indivíduos apresentarem traços distintos das espécies dominantes, a equabilidade será menor (Silva, 2016). A divergência funcional mede a concentração das abundâncias no espaço dos traços: se as espécies mais abundantes possuírem valores de traços próximos à média, a divergência será baixa; porém se as espécies mais abundantes possuírem valores mais deslocados da média, a divergência funcional será alta (Silva, 2016).

Para obter os índices foram elaboradas duas matrizes: uma matriz de abundância das espécies em cada micro-habitat (unidade amostral) e outra das espécies com seus respectivos atributos funcionais. A matriz de atributos foi convertida em uma matriz de dissimilaridade funcional, calculada pela distância de Gower (Botta-Dukat, 2005) e transformada em uma matriz numérica através de uma Análise de Coordenadas Principais (PcoA). Com os valores dos eixos da PcoA calculou-se os índices de diversidade funcional por meio da função dbFD do pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010) no R Studio (R Development Core Team, 2022).

Posteriormente, foi verificado se havia na diversidade funcional da área algum padrão que demonstrasse os mecanismos subentendido na montagem da comunidade (Mouchet *et al.*, 2010). Assim, foram analisados se os valores observados de riqueza funcional e dispersão

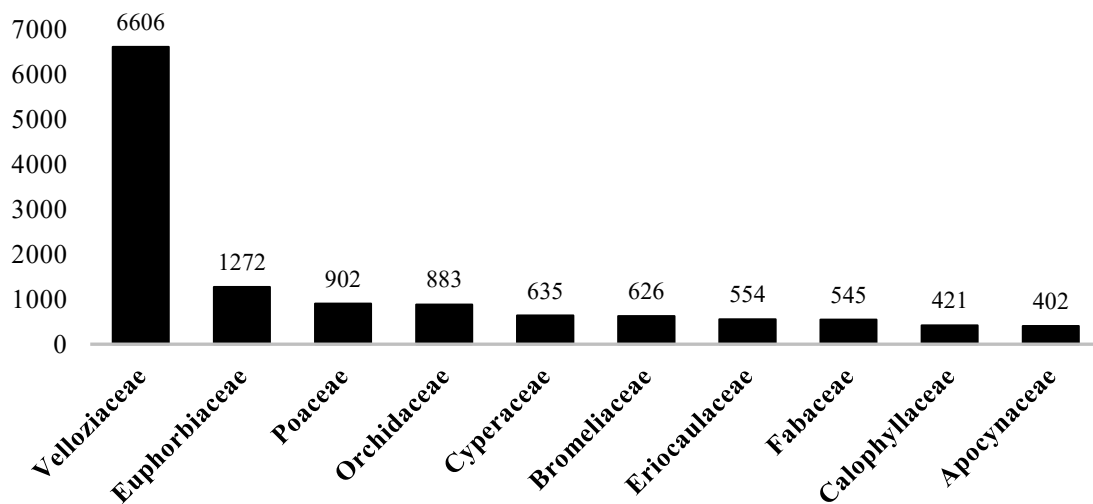
funcional eram maiores ou menores do que o esperado ao acaso mediante modelos nulos. Estes dois índices são os que melhor representam os processos que atuam na estruturação e na distribuição das espécies nas comunidades em resposta ao ambiente, valores abaixo do esperado demonstram convergência funcional por filtragem abiótica (Mason *et al.*, 2013).

3 RESULTADOS

3.1 Diversidade taxonômica

Foram amostrados 14600 indivíduos, distribuídos em 110 espécies e 35 famílias (tabela 1). A família mais rica e abundante foi Velloziaceae J.Agardh, com 11 espécies e 6606 indivíduos. A segunda família mais abundante foi Euphorbiaceae Juss., com 1272 indivíduos, seguida por Poaceae Barnhart, representada por 902 indivíduos (gráfico 1).

Gráfico 1 - As dez famílias mais abundantes de angiospermas encontradas no Campo Rupestre quartzítico da área de estudo em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Tabela 1 - Famílias e espécies de angiospermas amostradas nos micro-habitats do Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

Família	Micro-habitat					
	Espécie	Rocha	Fenda	Areia	Cupinzeiro	Forófito
ACANTHACEAE						
	<i>Justicia serrana</i> Kameyama	0	0	1	0	0
APIACEAE						
	<i>Klotzschia brasiliensis</i> Cham.	0	0	24	0	0
APOCYNACEAE						
	<i>Ditassa fasciculata</i> E.Fourn.	0	5	3	0	0
	<i>Ditassa</i> sp.	0	0	1	0	0
	<i>Mandevilla pycnantha</i> (Steud. ex A.DC.) Woodson	28	208	20	5	0
	<i>Mandevilla tenuifolia</i> (J.C.Mikan) Woodson	0	10	120	2	0
ARACEAE						
	<i>Anthurium</i> sp.	5	49	12	0	0
	<i>Thaumatophyllum adamantinum</i> (Schott) Sakur., Calazans & Mayo	17	70	22	2	0
ARECACEAE						
	<i>Syagrus glaucescens</i> Glaz. ex Becc.	0	5	4	0	0
ASTERACEAE						
	<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	0	2	3	0	0
	Asteraceae sp.	1	46	57	5	0
	<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	0	3	0	0	0
	<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	5	38	41	0	0
	<i>Lepidaploa rufogrisea</i> (A.St.-Hil.) H.Rob.	0	0	3	0	0
	<i>Trixis vauthieri</i> DC.	0	1	1	0	0
	<i>Wunderlichia mirabilis</i> Riedel ex Baker	2	7	7	1	0
	<i>Wunderlichia senae</i> Glaz. ex Maguire & G.M.Barroso	0	1	2	0	0
BROMELIACEAE						
	Bromeliaceae sp.1	0	10	0	0	0
	Bromeliaceae sp.2	0	5	0	0	0
	<i>Encholirium subsecundum</i> (Baker) Mez	19	45	56	13	0
	<i>Neoregelia bahiana</i> (Ule) L.B.Sm.	2	3	0	0	0
	<i>Orthophytum diamantinense</i> Leme	1	44	45	14	0

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Família	Micro-habitat				
	Rocha	Fenda	Areia	Cupinzeiro	Forófito
BROMELIACEAE					
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	2	0	0	0	61
<i>Tillandsia streptocarpa</i> Baker	142	103	15	0	11
<i>Vriesea oligantha</i> (Baker) Mez	10	15	5	0	5
CACTACEAE					
<i>Cipocereus minensis</i> (Werderm.) Ritter	40	76	38	16	0
<i>Pilosocereus aurisetus</i> (Werderm.) Byles & G.D.Rowley	12	21	21	5	0
CALOPHYLLACEAE					
<i>Kielmeyera apparicana</i> Saddi	9	136	77	4	0
<i>Kielmeyera regalis</i> Saddi	4	65	119	7	0
CYPERACEAE					
Cyperaceae sp.1	0	11	289	0	0
Cyperaceae sp.2	0	10	272	0	0
Cyperaceae sp.3	0	0	15	0	0
Cyperaceae sp.4	0	2	8	0	0
Cyperaceae sp.5	0	0	2	0	0
Cyperaceae sp.6	0	0	1	0	0
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	2	10	12	1	0
DIOSCOREACEAE					
<i>Dioscorea kunthiana</i> Uline ex R.Knuth	1	6	11	0	0
ERIOCAULACEAE					
Eriocaulaceae sp.1	0	2	324	2	0
Eriocaulaceae sp.2	0	0	20	0	0
<i>Leiothrix</i> sp.	3	0	203	0	0
EUPHORBIACEAE					
<i>Euphorbia sipolisii</i> N.E.Br.	97	505	197	9	0
<i>Microstachys daphnoides</i> (Mart. & Zucc.) F.Dietr.	3	14	27	0	0
<i>Stillingia uleana</i> Pax ex K.Hoffm.	14	223	176	7	0
FABACEAE					
<i>Bionia coriacea</i> (Nees & Mart.) Benth.	7	52	37	2	0
<i>Chamaecrista debilis</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	0	13	48	3	0

Continua...

Tabela 1 - *Continuação.*

Família	Micro-habitat					
	Espécie	Rocha	Fenda	Areia	Cupinzeiro	Forófito
FABACEAE						
	<i>Chamaecrista potentilla</i> (Mart. ex Benth.) H.S.Irwin & Barneby	2	4	26	0	0
	Fabaceae sp.1	1	24	36	0	0
	<i>Leptolobium brachystachyum</i> (Benth.) Sch.Rodr. & A.M.G.Azevedo	0	17	13	0	0
	<i>Stylosanthes campestris</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	6	78	141	2	0
	<i>Vigna</i> sp.	0	5	8	0	0
	<i>Zornia</i> sp.	0	3	17	0	0
GENTIANACEAE						
	<i>Curtia diffusa</i> (Mart.) Cham	0	1	21	0	0
GESNERIACEAE						
	<i>Paliavana sericiflora</i> Benth.	1	15	10	0	0
IRIDACEAE						
	Iridaceae sp.	0	5	3	0	0
	<i>Pseudotrimezia diamantinensis</i> Ravenna	0	0	31	0	0
LENTIBULARIACEAE						
	<i>Genlisea violacea</i> A.St.-Hil.	0	0	24	0	0
LYTHRACEAE						
	<i>Cuphea ericoides</i> Cham. & Schldl.	0	4	27	0	0
	<i>Diplusodon</i> sp.	10	44	32	0	0
MALPIGHIACEAE						
	<i>Heteropterys chrysophylla</i> (Lam.) Kunth	2	32	22	2	0
	Malpighiaceae sp.	2	22	7	0	0
MALVACEAE						
	<i>Pseudobombax campestre</i> (Mart.) A.Robyns	1	40	27	0	0
	<i>Sida</i> sp.	0	7	8	1	0
	<i>Waltheria biribiriensis</i> J.G. Saunders ex T.S. Coutinho & Colli-Silva	1	3	20	0	0
MARCGRAVIACEAE						
	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas	3	14	1	1	0

Continua...

Tabela 1 – *Continuação.*

Família	Micro-habitat				
	Espécie	Rocha	Fenda	Areia	Cupinzeiro
MELASTOMATACEAE					
Melastomataceae sp.	1	9	17	0	0
<i>Pleroma heteromallum</i> (D.Don) D.Don	5	67	74	6	0
ORCHIDACEAE					
<i>Acianthera teres</i> (Lindl.) Borba	118	56	20	0	12
<i>Bulbophyllum involutum</i> Borba et al.	26	21	1	0	1
<i>Cattleya rupestris</i> (Lindl.) Van den Berg	121	157	47	2	5
<i>Epidendrum warasii</i> Pabst	0	3	0	0	0
<i>Pseudolaelia irwiniana</i> Pabst	4	1	4	0	284
PHYLLANTHACEAE					
Phyllanthaceae sp.	0	0	3	0	0
PIPERACEAE					
<i>Peperomia gracilis</i> Dahlst.	0	5	1	0	0
POACEAE					
<i>Apochloa molinioides</i> (Trin.) Zuloaga & Morrone	6	50	177	7	0
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	1	5	29	0	0
Poaceae sp.1	16	201	120	1	0
Poaceae sp.2	0	0	80	0	0
Poaceae sp.3	0	0	18	0	0
Poaceae sp.4	0	1	0	0	0
Poaceae sp.5	0	8	143	1	0
Poaceae sp.6	0	1	35	0	0
Poaceae sp.7	0	0	2	0	0
POLYGALACEAE					
<i>Polygala stricta</i> A.St.-Hil. & Moq	0	1	0	0	0
PORTULACACEAE					
<i>Portulaca hirsutissima</i> Cambess.	3	5	77	1	0
RUBIACEAE					
<i>Borreria</i> sp.	0	2	31	0	0
<i>Declieuxia satirejoides</i> Mart. & Zucc. ex Schult. & Schult.f	3	50	5	0	0

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Família	Micro-habitat				
	Espécie	Rocha	Fenda	Areia	Cupinzeiro
RUBIACEAE					
<i>Hexasepalum apiculatum</i> (Willd.) Delprete & J.H.Kirkbr.	0	1	13	0	0
<i>Psyllocarpus laricoides</i> Mart. ex Mart. & Zucc.	0	11	35	0	0
<i>Rudgea irregularis</i> Müll.Arg.	0	0	1	0	0
SOLANACEAE					
<i>Solanum budleiifolium</i> Sendtn.	0	3	0	1	0
VELLOZIACEAE					
<i>Barbacenia longiflora</i> Mart.	8	56	8	1	0
<i>Barbacenia macrantha</i> Lem.	0	6	0	0	0
<i>Vellozia albiflora</i> Pohl	169	954	1553	45	0
<i>Vellozia breviscapa</i> Mart. ex Schult. & Schult.f	7	24	141	1	0
<i>Vellozia caruncularis</i> Mart. ex Seub.	137	431	809	24	0
<i>Vellozia cryptantha</i> Seub.	0	0	53	5	0
<i>Vellozia declinans</i> Goethart & Henrard	20	105	117	0	0
<i>Vellozia geotegens</i> L.B.Sm. & Ayensu	223	602	513	24	0
<i>Vellozia minima</i> Pohl	0	0	3	0	0
<i>Vellozia nivea</i> L.B.Sm. & Ayensu	27	113	184	12	0
<i>Vellozia subscabra</i> J.C.Mikan	10	57	143	21	0
VERBENACEAE					
<i>Lippia diamantinensis</i> Glaz. ex. Moldenke	0	0	1	0	0
<i>Stachytarpheta glabra</i> Cham.	6	41	79	4	0
XYRIDACEAE					
Xyridaceae sp.1	0	0	22	0	0
Xyridaceae sp.2	0	0	13	0	0
Xyridaceae sp.3	0	0	6	0	0
NÃO IDENTIFICADAS					
Sp.27	0	3	0	0	0
Sp.28	0	1	1	0	0
Sp.34	0	2	15	0	0
Sp.35	0	0	1	0	0

A espécie mais abundante foi *Vellozia albiflora* (figura 5), com 2721 indivíduos. De acordo com o Centro Nacional de Conservação da Flora, ela encontra-se na categoria de quase ameaçada (NT). Vale ressaltar que, a segunda e a terceira espécies mais abundantes também foram do gênero *Vellozia* Vand., a saber: *V. caruncularis* com 1401 indivíduos e *V. geotegens* com 1362 (figura 6). Seguindo esses resultados, o gênero mais rico e abundante foi *Vellozia* Vand., com 9 espécies e 6527 indivíduos, correspondendo a mais de 44% da abundância encontrada na área amostrada.

Figura 5 – *Vellozia albiflora*, vista de cima (esquerda), vista lateral (meio) e hábito (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Figura 6 - *Vellozia caruncularis* (a, b) e *Vellozia geotegens* (c, d). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Entre as plantas identificadas, 83% ainda não foram categorizadas quanto ao seu grau de ameaça. Duas espécies encontram-se em perigo de extinção: *Peperomia gracilis* e *Wunderlichia senae* (figura 7). Duas espécies estão vulneráveis, *Cipocereus minensis* (figura 8) e *Syagrus glaucescens* (figura 9). Oito espécies encontram-se na categoria pouco preocupante, são elas: *Acianthera teres*, *Dioscorea kunthiana*, *Genlisea violacea*, *Lepidaploa aurea*, *Leptolobium brachystachyum*, *Lippia diamantinensis*, *Neoregelia bahiana* e *Tillandsia streptocarpa*.

Figura 7 - Hábito de *Peperomia gracilis* (esquerda) e *Wunderlichia senae*, infrutescência sobre o polegar (meio) e detalhe da inflorescência (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Figura 8 – *Cipocereus minensis*, conhecido na região como quiabo-da-lapa. Hábito (esquerda), botões florais (meio) e frutos (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Figura 9 - *Syagrus glaucescens*, palmeira conhecida na região como coquinho. Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Vale ressaltar que 30 das espécies identificadas são endêmicas dos Campos Rupestres. Destas, 22 são endêmicas dos Campos Rupestres de Minas Gerais (REFLORA). Cabe destacar que uma possível nova espécie de *Anthurium* Schott (figura 10) foi amostrada com abundância de 66 indivíduos, sendo que, 49 espécimes foram encontrados em fendas de rochas. No momento, suas coletas encontram-se em análise por especialistas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Figura 10 - Possível nova espécie de *Anthurium* no Campo Rupestre amostrado. Hábito (esquerda), inflorescência (meio) e infrutescência (direita). Imagens registradas durante a amostragem de um Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

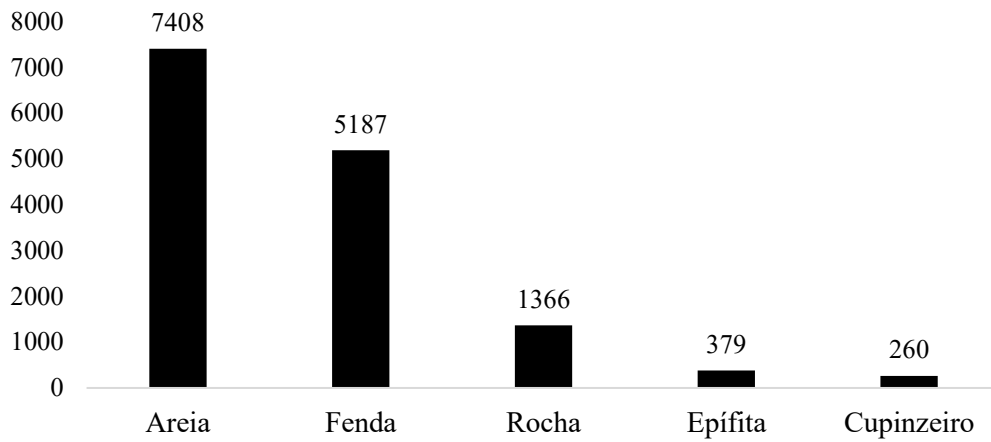


Fonte: autoria própria.

O micro-habitat com maior riqueza e abundância de plantas foi a areia (gráfico 2). Quando avaliada a similaridade florística entre os micro-habitats existentes no campo rupestre amostrado, verificou-se segundo o índice de Jaccard, e considerando semelhança florística índices superiores a 50%, que de maneira geral as espécies registradas nos micro-habitats cupinzeiro e forófito são dissimilares daquelas encontradas nos outros micro-habitats, exceto na comparação cupinzeiro x rocha (tabela 2). No restante dos micro-habitats, as espécies foram consideradas similares floristicamente. Estes padrões foram corroborados pelo diagrama de fitas (figura 11).

Entretanto, quando avaliada a similaridade florística com o índice de Czekanowski, que é um parâmetro de viés quantitativo, observou-se similaridade apenas entre as espécies de areia e de fenda, indicando dissimilaridade entre todos os outros micro-habitats (tabela 2). Foi gerado um diagrama de fitas, no qual os valores e a espessura da fita representam a riqueza de plantas compartilhada entre os micro-habitats (figura 11).

Gráfico 2. Abundância de plantas em cada micro-habitat de Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



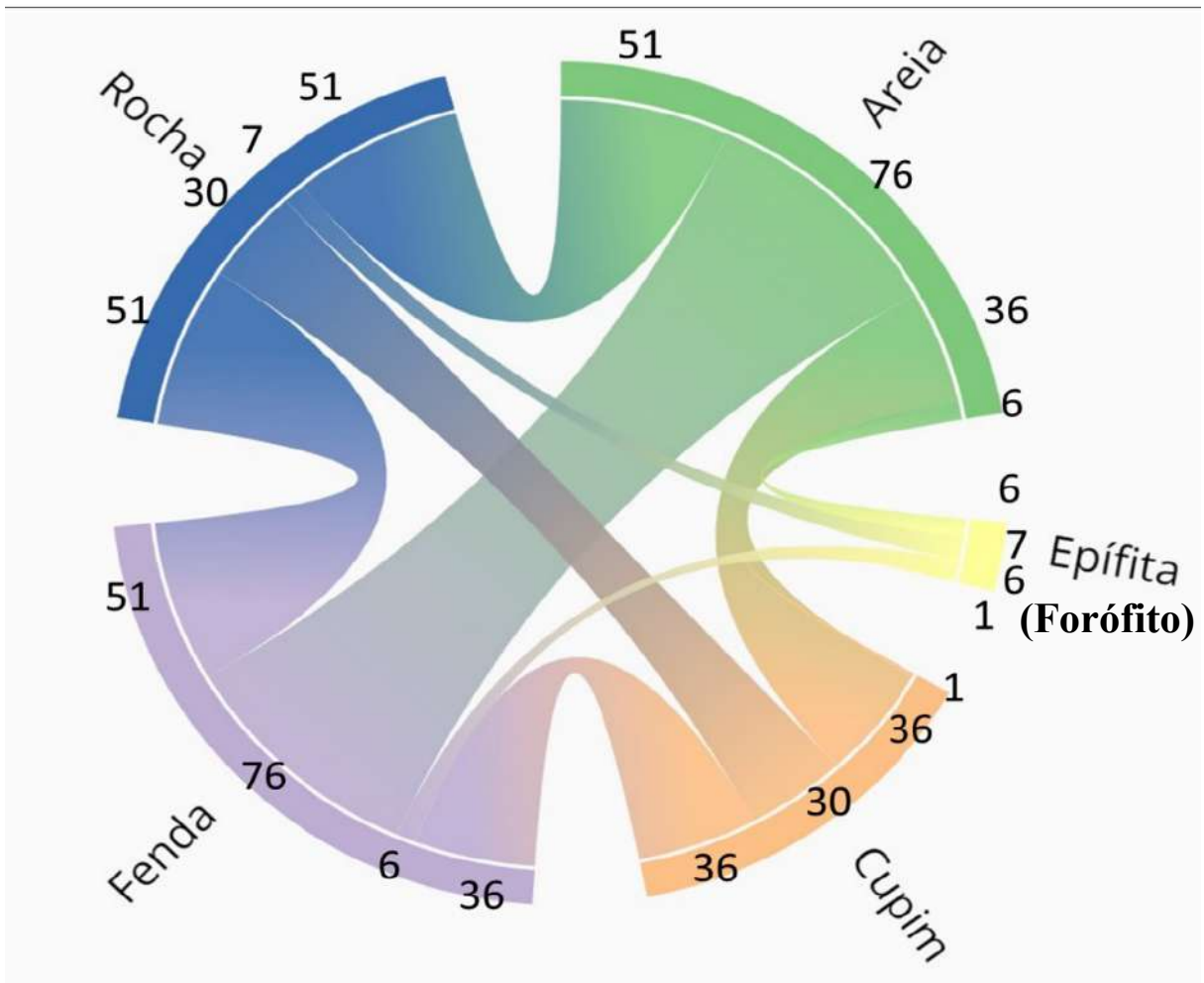
Fonte: autoria própria.

Tabela 2 - Índices de similaridade de Jaccard (itálico) e de Czekanowski (negrito) entre micro-habitats de Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Os valores sublinhados indicam micro-habitats similares (valores iguais ou maiores que 50).

	Rocha	Areia	Fenda	Forófito	Cupinzeiro
Rocha	-	<i>50,50</i>	<i>57,95</i>	13,21	<i>50,00</i>
Areia	23,27	-	<i>69,72</i>	6,00	36,00
Fenda	38,21	60,36	-	6,90	41,38
Epífita	4,58	0,98	1,26	-	2,33
Cupinzeiro	26,08	6,76	9,36	0,63	-

Fonte: autoria própria.

Figura 11 - Diagrama de fitas demonstrando a riqueza de plantas compartilhada entre os micro-habitats no Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

O índice de Shannon variou entre 0,861 e 3,398, sendo que o micro-habitat forófito foi o menos diverso e a areia o mais diverso. Este resultado sugere alta dominância de poucas espécies nos forófitos. O que é corroborado pela Equabilidade de Pielou, esta evidenciou que os indivíduos se encontram melhor distribuídos entre as espécies no cupinzeiro e mais concentrados nos forófitos. Assim, pode-se assumir que a diversidade dos forófitos é a mais baixa entre os micro-habitats analisados (tabela 3).

Tabela 3. Índice de diversidade de Shannon e Equabilidade de Pielou para micro-habitats de Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Em negrito estão os valores mais altos e em *itálico* os valores mais baixos.

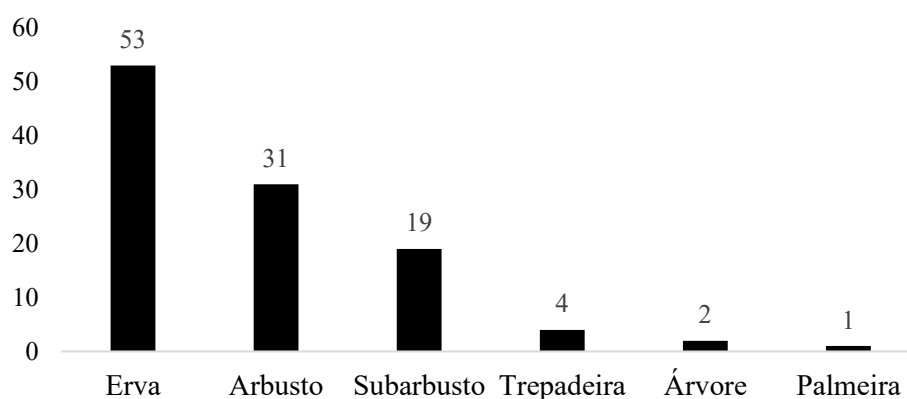
	Micro-habitat					Total
	Rocha	Areia	Fenda	Forófito	Cupinzeiro	
Número de espécies	53	99	86	<i>7</i>	37	110
Número de indivíduos	1.366	7.408	5.187	379	<i>260</i>	14.600
Shannon (<i>H'</i>)	2,880	3,398	3,234	<i>0,861</i>	3,092	3,502
Equabilidade de Pielou (<i>J'</i>)	0,726	0,740	0,726	<i>0,442</i>	0,856	0,745

Fonte: autoria própria.

3.2 Diversidade funcional

A classificação das plantas quanto à forma de vida (gráfico 3) mostrou que mais de 48% das espécies são ervas, seguida pelos arbustos que representaram 28,18%, subarbustos com 17,27% e trepadeiras com 3,64%. Enquanto que, foram encontradas apenas duas espécies de árvores, *Eremanthus incanus* e *Wunderlichia mirabilis*, sendo elas da família Asteraceae Bercht. & J.Presl e uma espécie de palmeira, *Syagrus glaucescens*, já citada anteriormente quanto à sua vulnerabilidade.

Gráfico 3 – Riqueza de espécies em cada forma de vida amostrada no Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

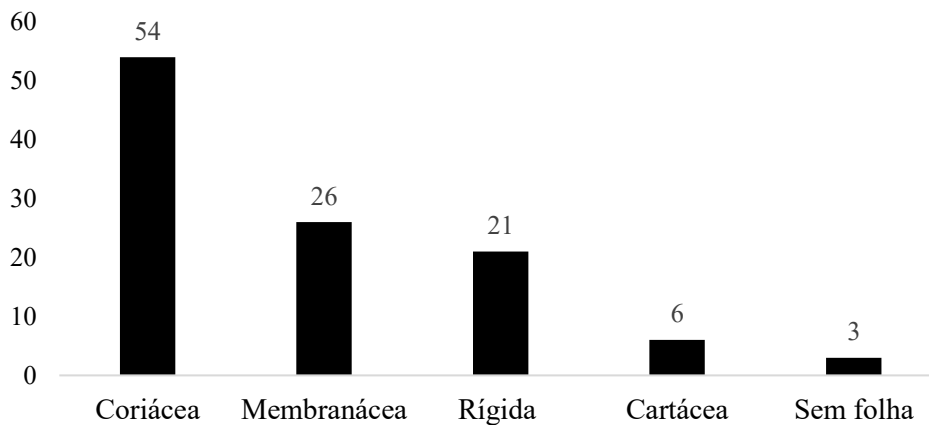


Fonte: autoria própria.

O traço funcional consistência da folha foi mais bem representado pelas coriáceas, 49%, e consecutivamente pelas membranáceas (23,64%), rígidas (19%) e cartáceas com 5,45%

das espécies amostradas (gráfico 4). Apenas três espécies foram sem folhas, duas da família Cactaceae Juss.: *Cipocereus minensis* e *Pilosocereus aurisetus* e uma da família Euphorbiaceae Juss.: *Euphorbia sipolisii*. Em relação aos tricomas nas folhas, 55% das espécies continham essa estrutura.

Gráfico 4 – Riqueza de espécies em cada tipo de consistência da folha amostrada no Campo Rupestre quartzítico em Extração, Diamantina, Minas Gérias, Brasil.



Fonte: autoria própria.

A síndrome de dispersão de sementes mais presente foi a autocoria, representada por 50% das espécies, enquanto que as espécies anemocóricas corresponderam a 46,36%. A zoocoria foi a menos detectada, constituindo pouco mais de 3,5% das espécies. Em relação ao fruto, 80% deles foram secos, enquanto que, 20% foram carnosos.

A análise dos índices multidimensionais de diversidade funcional demonstrou que o micro-habitat areia obteve o maior valor de riqueza funcional (FRic), enquanto que o cupinzeiro mostrou ter a maior equabilidade funcional (FEve). Já os índices de divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis) foram maiores no micro-habitat rocha. As plantas epífitas alcançaram os menores valores em todos os quatro índices calculados (tabela 4). Foi gerado um dendrograma (anexo) que possibilitou a separação das espécies em sete grupos funcionais (tabela 5), os quais se agruparam por compartilhar no mínimo três traços funcionais, fazendo com que se distinguíssem dentro da comunidade amostrada. Essa abordagem facilita a compreensão da montagem da comunidade, auxiliando em projetos de conservação e manejo do ecossistema.

Tabela 4 – Índices de diversidade funcional para cada micro-habitat de Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. FRic (riqueza funcional); FEve (equabilidade funcional); FDiv (divergência funcional); FDis (dispersão funcional).

Micro-habitat	FRic	FEve	FDiv	FDis
Areia	0.23903	0.35729	0.93502	0.37344
Fenda	0.23491	0.39267	0.95022	0.38892
Rocha	0.20602	0.48377	0.96495	0.44138
Cupinzeiro	0.20205	0.58933	0.93291	0.37688
Epífita	<i>0.00094</i>	<i>0.28840</i>	<i>0.78568</i>	<i>0.12888</i>

Fonte: autoria própria.

Tabela 5 – Grupos funcionais de angiospermas amostradas no Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

Grupo funcional	Traços convergentes
1	tricomas ausentes, frutos secos e autocóricas;
2	tricomas presentes, frutos secos e autocóricas;
3	folhas coriáceas, tricomas presentes e fruto carnoso;
4	tricomas presentes, fruto secos e anemocóricas;
5	folhas coriáceas, tricomas ausentes e anemocóricas;
6	subarbustos, tricomas presentes e frutos carnosos;
7	arbustos, tricomas ausentes, frutos carnosos e zoocóricas;

Fonte: autoria própria.

De acordo com os valores de modelos nulos para riqueza funcional (-0,99001) e dispersão funcional (-0,99201) houve filtragem ambiental na composição da comunidade de plantas amostradas. Isso porque valores abaixo de -0,95 indicam convergência funcional, sendo que o principal mecanismo de montagem da comunidade é a filtragem abiótica.

4 DISCUSSÃO

A maior riqueza e abundância ser representada por Velloziaceae é compreensível, porém a abundância compor mais de 45% do total de plantas amostradas foi uma surpresa. Essa família é ecologicamente abundante e claramente visível nos Campos Rupestres (Alcântara *et al.*, 2018; Conceição *et al.*, 2007), particularmente o gênero *Vellozia* (Badia *et al.*, 2021; Padilha, 2019) o qual foi o mais rico e abundante amostrado, com 9 espécies. Além disso, a família é composta por cerca de 250 espécies, das quais 80% são endêmicas dos Campos Rupestres, representadas pelos gêneros *Vellozia* e *Barbacenia* (Giulietti *et al.*, 2005, Mello-Silva, *et al.*, 2011).

A alta riqueza de espécies de Velloziaceae foi impulsionada pela diversificação mais rápida em linhagens que ocorrem predominantemente nos Campos Rupestres, supostamente pela evolução de estratégias adaptativas em resposta a eventos climáticos independentes (Alcântara *et al.*, 2018). A radiação de *Vellozia* pode ter desempenhado um papel fundamental na composição da vegetação dos campos rupestres (Alcântara *et al.*, 2018). Além disso, estudos recentes têm mostrado importantes adaptações como a tolerância à dessecação, armazenamento de água, raízes adaptadas ao ambiente rochoso, simbiose com micorrizas e à aquisição de fósforo, nutriente escasso nos Campos Rupestres (Abrahão *et al.*, 2019; Abrahão *et al.*, 2018; Alcântara *et al.*, 2018; Alcântara *et al.*, 2015). O alto endemismo local e as adaptações das Velloziaceae corroboram uma condição da teoria dos OCBIL (endemismo local aumentado) reforçando que os Campos Rupestres se enquadram como um tipo representante dessas paisagens.

Um resultado preocupante é a falta de estudos que indiquem o grau de ameaça das espécies amostradas, visto que 83% das espécies identificadas não tiveram o seu grau de ameaça avaliado. Ressalta-se ainda que das nove espécies encontradas do gênero mais rico e abundante, *Vellozia*, apenas uma tem seu grau de ameaça indicado, *V. albiflora*, classificada como “pouco preocupante” (CNCFlora, MMA, 2022). Isso nos mostra a necessidade de mais estudos nesse viés. Ainda mais em se tratar de um ecossistema ameaçado, megadiverso e rico em endemismos (Fernandes *et al.*, 2020).

A possível espécie nova de *Anthurium* teve uma amostragem representativa nas fendas, mais de 74% dos indivíduos foram encontrados nesse micro-habitat. Fato que também foi visto em outros Campos Rupestres da região (observação do autor). Durante a amostragem percebeu-se que as raízes dessa espécie são ramificadas e penetram nas mais estreitas fendas,

assegurando a fixação da planta e maior área para aquisição de água e nutrientes, sendo que raízes de algumas espécies desse gênero conseguem captar água do ar (Tombolato *et al.*, 2004). Muitos indivíduos foram amostrados em locais que ficam sombreados em determinado momento do dia, porém foram observadas plantas a pleno sol durante quase todo o fotoperíodo. Estas se diferiram das demais por serem indivíduos menores e com folhas mais claras, provavelmente uma plasticidade fenotípica em resposta à exposição constante ao sol.

A areia possui uma quantidade notável de substrato em comparação aos outros micro-habitats avaliados. Característica que, possivelmente, favoreceu as maiores riquezas e abundâncias amostradas. Entre as espécies encontradas, 90% foram amostradas na areia e mais de 50% da abundância total da área estava nesse micro-habitat. Por outro lado, as forófitos foram os menos ricos e o cupinzeiro o menos abundante. Fato que pode ser explicado pela especialização das espécies epífitas, majoritariamente representadas por orquídeas e bromélias. Enquanto que, a menor abundância no cupinzeiro pode estar relacionada à menor área ocupada por esse micro-habitat no Campo Rupestre amostrado. Mesmo possuindo a menor área, os indivíduos encontrados no cupinzeiro geralmente eram maiores do que o restante dos micro-habitats, o que pode ocorrer devido à maior concentração de matéria orgânica e de umidade nesses locais (figura 12). Ressaltando a importância da heterogeneidade ambiental na diversidade de espécies (Badia *et al.*, 2021).

A hipótese de que a diversidade taxonômica seria diferente entre os micro-habitats foi parcialmente corroborada. O índice de similaridade de Czekanowski mostrou que apenas os micro-habitats areia e fenda foram similares, isso pode ser explicado devido à semelhança física entre esses ambientes. À medida que ocorre a erosão da rocha quartzítica, a areia proveniente dessa erosão se acumula em depressões naturais do afloramento rochoso, constituindo o micro-habitat areia. Algumas fendas encontradas na área também acumulam areia da erosão e matéria orgânica das próprias plantas. Isso faz com que o filtro ambiental encontrado pelas espécies para sua colonização e permanência seja semelhante, selecionando comunidades de plantas similares nesses locais.

Figura 12 – Comparação entre espécies no cupinzeiro (direita) e na rocha e areia (esquerda). Imagem registrada durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Porém o índice de Jaccard indicou que somente os micro-habitats cupinzeiro e forófito foram dissimilares dos demais, com exceção de cupinzeiro e rocha que se mostraram similares, sendo que o restante dos micro-habitats foi similar. A diferença no resultado entre os índices pode ser explicada devido ao cálculo utilizado em cada um. Enquanto Czekanowski é quantitativo e considera as abundâncias das espécies, Jaccard é qualitativo e resulta da razão entre a interseção e a união de dois conjuntos (Gonzaga *et al.*, 2013; Magurran, 2011; Valentin, *et al.*, 1995).

Na análise do diagrama de fitas, percebe-se que a maior riqueza compartilhada foi entre os micro-habitats fenda e areia. Reforçando o resultado dos índices, 76 das 86 espécies encontradas nas fendas, também foram amostradas na areia, demonstrando um compartilhamento acima de 88% de sua riqueza. Já, entre as espécies epífitas e as do cupinzeiro houve apenas uma em comum, a orquídea *Cattleya rupestris* (figura 13). Esta espécie é a mais distribuída geograficamente de toda a série *Parviflorae*, ocorrendo na Serra do Cipó, Planalto

de Diamantina até a região de Grão Mogol e Serra Geral do Norte de Minas, e na Serra da Canastra e do Cabral (van den Berg, 2020). *Cattleya rupestris* é considerada endêmica dos Campos Rupestres de Minas Gerais e ainda não teve sua categoria de ameaça avaliada (REFLORA).

Figura 13 - *Cattleya rupestris*, única espécie compartilhada entre os forófitos e os cupinzeiros. Hábito (esquerda), detalhe da flor (meio) e fruto (direita). Imagens registradas durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

O resultado mais alto encontrado no índice de Shannon (3,398) foi no micro-habitat areia, isso já era esperado porque ela obteve as maiores riqueza e abundância entre os ambientes amostrados. Demonstrando que a areia é o micro-habitat mais diverso do estudo. Essa alta diversidade pode ser explicada pela maior facilidade de colonização dessas áreas pelas plantas, visto que possuem maior quantidade de substrato se comparada aos demais micro-habitats. O que proporciona mais chances de germinação e desenvolvimento das espécies.

Por outro lado, os forófitos foram os menos diversos, $H' = 0,861$ e equabilidade de Pielou = 0,442. Resultados que refletem a alta dominância da orquídea *Pseudolaelia irwiniana* (74, 93% da abundância nos forófitos) entre as sete espécies encontradas nesse micro-habitat, no qual foi amostrada a menor riqueza da área. Foi observado que essa orquídea tem a preferência de colonização sobre espécies de *Vellozia*, característica já observada em outras espécies do gênero, as quais também são encontradas em inselbergs da Mata Atlântica e

restingas no Espírito Santo (Menini Neto & Furtado, 2021). O gênero *Vellozia* possui a maior abundância na área, contribuindo na colonização e na dominância de *P. irwiniana* entre as epífitas.

O micro-habitat cupinzeiro obteve o maior valor na equabilidade de Pielou, 0,856. Apesar de representar a menor abundância na área, as espécies encontradas nesse ambiente estavam distribuídas mais uniformemente do que nos outros micro-habitats. Isso indica que não houve dominância de espécies, realçando novamente a importância da heterogeneidade ambiental na diversidade total da área (Badia *et al.*, 2021). Foi observado que as duas espécies de Cactaceae amostradas (*Cipocereus minensis* e *Pilosocereus aurisetus*) quando presentes nos cupinzeiros, desenvolviam os frutos mais rapidamente do que aquelas encontradas em outros micro-habitats (figura 12).

Figura 14 - *Pilosocereus aurisetus* encontrado em cupinzeiro com o fruto maduro e expondo as sementes (esquerda) e *P. aurisetus* encontrado na areia e com os frutos imaturos. Ambos fotografados na mesma época. Imagens registradas durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Em relação às formas de vida encontradas, a predominância de ervas, seguida pelos arbusto e subarbustos, já era esperada, visto que é uma característica marcante dos

Campos Rupestres. Caracterizados como uma fitofisionomia composta, principalmente, pelo estrato herbáceo-arbustivo (Miola *et al.*, 2021). Outros estudos em Campos Rupestres também encontraram resultados semelhantes tanto em áreas quartzíticas, como em ferruginosas (Freire *et al.*, 2021; Mello-Silva, 2018; Oliveira, 2017; Jacobi e Carmo, 2008; Rapini *et al.*, 2008; Giulietti *et al.*, 1987). Por ser um ecossistema limitado em substrato, nutrientes e água, os indivíduos das mesmas espécies arbóreas nos Campos Rupestres apresentam menor altura daqueles encontrados em outras fitofisionomias.

O tipo de consistência da folha reflete adaptações para resistir aos herbívoros e aos fatores abióticos, como a incidência solar intensa. Neste trabalho, as espécies com folhas coriáceas foram as mais representativas, presentes em quase metade das espécies amostradas. Esse padrão também foi encontrado em uma pesquisa comparativa entre cinco fitofisionomias do Cerrado em Goiás, ao analisar o Campo Rupestre e o Cerrado Rupestre, os pesquisadores observaram a predominância desse tipo de folha (Faleiro & Saiki, 2007). O que indica ser um atributo resposta ao ambiente em que se encontram.

Entre as espécies sem folhas, *Euphorbia sipolisii* (figura 15) chamou a atenção pela presença de látex em toda a planta e por ter sido encontrada em 47 das 50 subparcelas amostradas. Além disso, a essa planta é endêmica da região de Diamantina, MG (Silva *et al.*, 2020). Ao conversar com a população local, surgiram relatos de que essa espécie serve de alimento para um roedor típico da região, o mocó (*Kerodon* sp.).

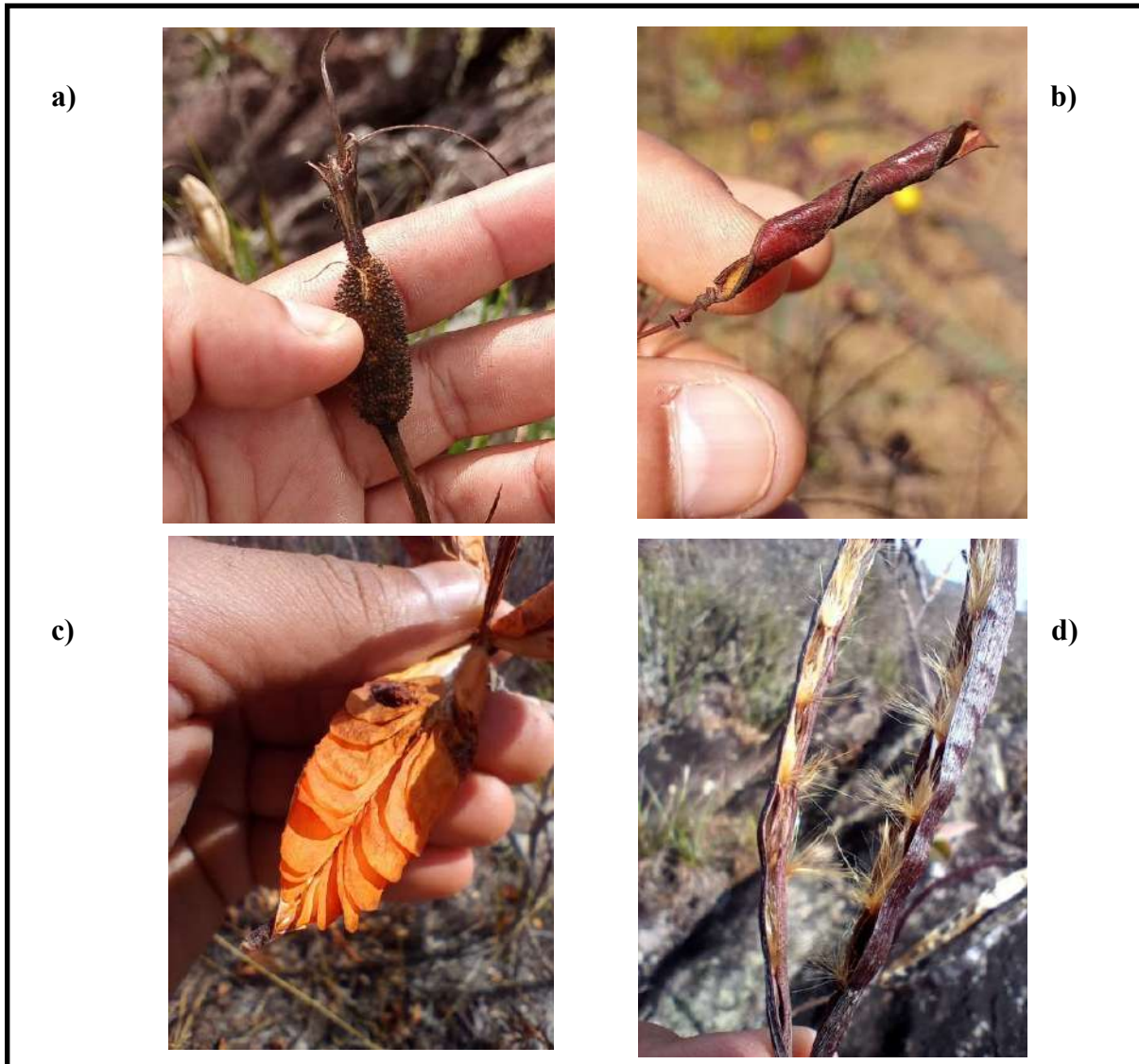
Figura 15 – *Euphorbia sipolisii*, espécie áfila e conhecida na região como canelinha. Destaque para seu caule 4-costados, com cerca de 1 cm em cada face. No centro está sua minúscula flor avermelhada. Imagem registrada durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

A dispersibilidade de espécies reduzida, característica integrante do primeiro parâmetro para a inclusão de paisagens como OCBIL (Hopper, 2009) foi observada nas síndromes de dispersão das sementes. Isso porque, metade das espécies amostradas são autocóricas, incluindo todas as espécies de Velloziaceae, as quais são autocóricas passivas (ausência de mecanismos para dispersão) diferentes de algumas espécies de Fabaceae, em que ocorre a autocoria ativa com deiscência explosiva (Peres, 2016). Lembrando que, mais de 46% são anemocóricas, compreendendo diversas estruturas para esse tipo de dispersão (figura 14). Entre as espécies anemocóricas, foram observadas estruturas capazes de se dispersar por longas distâncias (plumas e pequenos filamentos), porém a maior parte são de estruturas limitadas à dispersão local, como frutos ou sementes aladas. Os quais são dispersos por apenas alguns metros de distância da planta-mãe.

Figura 14 – Frutos e síndromes de dispersão de sementes: a) *Vellozia geotegens*, autocoria passiva; b) *Chamaecrista debilis*, autocoria ativa; c) *Kielmeyera regalis*, anemocoria; d) *Mandevilla pycnantha*, anemocoria. Imagens registradas durante a amostragem do Campo Rupestre em Extração, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Os valores dos índices multidimensionais de diversidade funcional foram mais discrepantes nos forófitos em relação aos outros micro-habitats. Resultado semelhante ao encontrado nos índices de diversidade taxonômica. Consequência, novamente, da baixa riqueza encontrada nos forófitos e da alta dominância de *Pseudolaelia irwiniana* nesse micro-habitat.

A riqueza funcional foi maior na areia, demonstrando ter a maior combinação dos atributos da área amostrada. O que pode ser reflexo da maior diversidade taxonômica encontrada nesse micro-habitat (Oliveira *et al.*, 2019). Vale ressaltar, que a riqueza funcional

da areia foi semelhante se comparada com as fendas, rochas e cupinzeiros. Indicando que a quantidade de combinações dos atributos foi similar entre esses ambientes.

O valor mais alto de equabilidade funcional foi encontrado nos cupinzeiros, demonstrando o maior padrão de uniformidade na distribuição das espécies no espaço funcional. O que pode ser explicado pela baixa dominância de espécies encontradas nesse ambiente (Silva, 2016). Ao contrário das epífitas que foram as de menor valor de equabilidade, devido à alta dominância de uma espécie e consecutivamente o menor padrão de regularidade na distribuição das espécies no espaço funcional. Os diferentes valores da equabilidade funcional entre os micro-habitats representaram uma irregularidade na distribuição de espécies no espaço funcional da área amostrada.

O micro-habitat rocha obteve o maior valor de divergência funcional, revelando que as espécies desse ambiente têm o maior nível de diferenciação entre os nichos, ou seja, estão melhor distribuídas com diferentes estratégias funcionais para uma melhor fixação no ambiente (Oliveira *et al.*, 2019) visto que a rocha é o micro-habitat menos propício, em termos de condições abióticas, para a colonização e a permanência de espécies. As espécies das rochas também alcançaram o maior valor de dispersão funcional, indicando que a comunidade presente nesse micro-habitat foi a mais influenciada por fatores ambientais (Laliberté & Legendre, 2010). O resultado dos modelos nulos para a riqueza e a dispersão funcionais corroboram essa influência ambiental na seleção das espécies. Confirmando a parte da hipótese relacionada aos traços funcionais convergentes selecionados pela filtragem abiótica.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se observar que a área do Campo Rupestre quartzítico amostrada é bem diversificada, tanto taxonomicamente como funcionalmente. Corroboramos a hipótese parcialmente no quesito taxonômico e totalmente na temática funcional. A pergunta central foi respondida quanto aos parâmetros de dispersão reduzida e endemismos locais, confirmando que o Campo Rupestre amostrado pode ser considerado um OCBIL.

Demonstramos que um olhar sensível para o estrato herbáceo-arbustivo nos revelou resultados objetivos para o entendimento da estruturação de comunidades florísticas nos micro-habitats de Campos Rupestres. Ressaltamos a necessidade urgente de estudos que avaliem as espécies quanto ao seu grau de ameaça, devido à grande quantidade de espécies sem essa classificação e ao avanço dos distúrbios antrópicos nesses ecossistemas.

Os Campos Rupestres merecem mais atenção e estudos que subsidiem políticas públicas e conscientização popular para seu manejo correto e conservação. Evidenciando sua fundamental importância para a manutenção da biodiversidade, sua heterogeneidade ambiental e a fundamental prestação de serviços ecossistêmicos para a sociedade como um todo.

REFERÊNCIAS

- Abrahão, A.; Costa, P. B.; Teodoro, G. S.; Lambers, H.; Nascimento, D. L.; Andrade, S. A. L.; Ryan, M. H.; Oliveira, R. S. 2019. Vellozioid roots allow for habitat specialization among rock- and soil-dwelling Velloziaceae in campos rupestres. **Functional Ecology** v.34: 442-457.
- Abrahão, A.; Costa, P. B.; Teodoro, G. S.; Lambers, H.; Andrade, S. A. L.; Sawaya, A. C. H. F.; Ryan, M. H.; Oliveira, R. S. 2018. Soil types select for plants with matching nutrient - acquisition and - use traits in hyperdiverse and severely nutrient - impoverished *campos rupestres* and *cerrado* in Central Brazil. **Journal of Ecology**, v.107: i.3 p. 1302-1316. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13111>
- Alcantara, S.; Mello-Silva, R.; Teodoro, G. S.; Drequeceler, K.; Ackerly, D. D.; Oliveira, R. S. 2015. Carbon assimilation and habitat segregation in resurrection plants: Comparison between desiccation and non-desiccation-tolerant species of Neotropical Velloziaceae (Pandanales). **Functional Ecology** 29: 1499–1512.
- Alcântara, S.; Ree, R. H.; Mello-Silva, R. 2018. Accelerated diversification and functional trait evolution in Velloziaceae reveal new insights into the origins of the campos rupestres exceptional floristic richness. **Annals of Botany** 122: 165–180.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG IV). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 2016,181, 1-20.
- Badia, C. C. V.; Messias, M. C. T. B.; Echternacht, L. 2021. Zooming in on quartzitic outcrops: micro-habitat influences on flora and vegetation. **Rodriguésia**, v.72.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 5, p. 533-540.
- Climate-Data. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/americas-do-sul/brasil/minasgerais/diamantina-25028>. Acesso em 20 de setembro de 2021.
- CNCFlora. Centro Nacional de Conservação da Flora. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha> >. Acesso em: 10 de março de 2022.
- Conceição, A. A.; Pirani, J. R.; Meirelles, S. T. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of "Chapada Diamantina", Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 4, p. 641-656, 2007.
- Costa, T. R.; Moura, C. C.; Silva, L. S.; Gonzaga, A. P. D.; Rech, A. R.; Machado, E. L. M. 2022. Environmental factors determining the forest-grassland variation in the Espinhaço Range Biosphere Reserve – Brazil, **Journal of Plant Ecology**, rtac089, <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac089>
- Datasmith. Experiments in data visualization. Disponível em: <http://www.datasmith.org/2018/06/02/a-bold-chord-diagram-generator/> Acessado em: 15 de junho de 2022.

Dubreuil, V.; Fante, K. P.; Planchon, O.; Sant'anna Neto, J. L. 2018. Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-brasileira de Geografia**, v.18.

Faleiro, W.; Saiki, P. T. O. 2007. Morfologia Foliar em Cinco Fitofisionomias de Cerrado do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, GO. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 687-689.

Fernandes, G. W.; Bahia, T. O.; Almeida, H. A.; Conceição, A. A.; Loureiro, C. G.; Luz, G. R.; Neves, A. C. O.; Oki, Y.; Pereira, G. C. N.; Pirani, J. R.; Viana, P. L.; Negreiros, D. 2020. Floristic and functional identity of rupestrian grasslands as a subsidy for environmental restoration and policy. **Ecological Complexity**, v. 43.

Fernandes, G. W.; Barbosa, N. P. U.; Alberton, B.; Barbieri, A.; Dirzo, R.; Goulart, F.; Guerra, T. J.; Morellato, L. P. C.; Solar, R. 2018. The deadly route to collapse and the uncertain fate of the rupestrian grasslands. **Biodiversity Conservation**, v. 27.

Fernandes, G. W.; Toma, T. S. P., Angrisano, P., Overbeck, G., 2016. Challenges in the restoration of quartzitic and ironstone rupestrian grasslands. In: Fernandes, G.W. 87 (Ed.), Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil. **Springer International Publishing**, Switzerland, pp. 449-478. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_19

Fernandes, G. W.; Barbosa, N. P. U.; Negreiros, D.; Paglia, A. P. 2014. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. **Nat. Conservação**, v. 12.

Fogaça, A. C. C. 1997. Geologia da Folha Diamantina, Minas Gerais. Belo Horizonte, **COMIG** – Companhia Mineradora de Minas Gerais.

França, L. C. J.; Piuzana, D.; Morais, M. S.; Menezes, E.; Morandi, D. T. 2018. Delimitação automática e quantificação das Áreas de Preservação Permanente de encosta para o município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 7 (2).

Freire, J. P.; Costa, T. R.; Alves, P. L.; Machado, E. L. M. & Gonzaga, A. P. D. (2021). Raridade e endemismo da flora em campo rupestre (OCBIL) na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. **Revista Espinhaço**, 10(2). <https://doi.org/10.5281/zenodo.5508171>

Giulietti, A. M.; Harley, R. M.; De Queiroz, L. P.; Wanderley, M. d. G. L. & van den Berg, C. 2005. Biodiversity and Conservation of Plants in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n.3, p. 632–639. <http://www.jstor.org/stable/3591047>

Giulietti, A. M.; Menezes, N. L.; Pirani, J. R.; Meguro, M.; Wanderley, M. G. L. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** v.9, p. 1-151.

Gomes, V. M. Aspectos edáficos e funcionais da heterogeneidade do campo rupestre e suas aplicações para conservação e manejo. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. **Universidade Federal de Minas Gerais**, Instituto de Ciências Biológicas, Belo Horizonte, 2020.

Gontijo, B. M. 2010. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade** (Belo

Horizonte), v. 4.

Gonzaga, A. P. D.; Pinto, J. R. R.; Machado, E. L. M.; Felifili, J. M. 2013. Similaridade florística entre estratos da vegetação em quatro Florestas Estacionais Deciduais na bacia do Rio São Francisco. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 64, n. 1, p. 11-19. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S2175-78602013000100002>.

Gonzaga, A. P. D.; Machado, E. L. M. 2021. Paisagens e vegetação da região do Espinhaço Meridional. **Regnellea Scientia**, v. 7, p. 162-186.

Goosem, S.; Tucker, N. I. J. 2013. Repairing the Rainforest (second edition). **Wet Tropics Management Authority and Biotropica Australia Pty. Ltd.** Cairns.

Hopper, S. D. 2009. OCBIL theory: towards an integrated understanding of the evolution, ecology and conservation of biodiversity on old, climatically buffered, infertile landscapes. **Plant and Soil**, v. 322.

Hopper, S. D.; Silveira, F. A. O.; Fiedler, P. L. 2016. Biodiversity hotspots and Ocbil theory. **Plant and Soil**, v. 403.

Hopper, S. D.; Lambers, H.; Silveira, F. A. O.; Fiedler, P. L. 2021. 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.

ICMBio, **Plano de Ação Nacional para a Conservação da Herpetofauna da Serra do Espinhaço**. Brasília, 2012. Disponível em <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/plano-de-acao-nacional-lista/2465-pan-da-herpetofauna-da-serra-do-espinhaco> Acessado em 05 de maio de 2021.

Lambers, H.; Oliveira, R. S. 2019. *Plant Physiological Ecology*, 3rd edn. Cham, Switzerland: **Springer**.

Laliberté, E.; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n.1, p.299-305,

Magurran, A. E. Medindo a diversidade biológica. Paraná: **UFPR**, Brasil, 2011.

Mason, N. W. H.; Mouillot, D.; Lee, W. G.; Wilson, J. B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos** 111: 112– 118.

Mason, N. W. H.; De Bello, F.; Mouillot, D.; Pavoine, S.; Dray, S. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 794-806.

Mello-Silva, R. 2018. Flora of the canga of Serra dos Carajás, Pará, Brazil: Velloziaceae. **Rodriguesia**. 69. 259-262. 10.1590/2175-7860201869125.

Mello-Silva, R.; Santos, D. Y.; Salatino, M. L.; Motta, L. B.; Cattai, M. B.; Sasaki, D.; Lovo, J.; Pita, P. B.; Rocini, C.; Rodrigues, C. D.; Zarrei, M.; Chase, M. W. 2011. Five vicariant

genera from Gondwana: the Velloziaceae as shown by molecules and morphology [corrected]. **Annals of Botany**. Jul;108(1):87-102. doi: 10.1093/aob/mcr107. Errata em: Ann Bot. 2011 Aug;108(2):405.

Menini Neto, L. & Furtado, S. 2021. Mais de cem anos de espera: a curiosa história do gênero *Pseudolaelia* Porto & Brade. **Orquidário**. V.35. p. 3-16.

Miola, D. T. B.; Marinho, A. P.; Dayrell, R. L. C.; Silveira, F. A. O. 2019. Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.17.

Miola, D. T. B.; Ramos, V. D. V.; Silveira, F. A. O. 2021. A brief history of research in campo rupestre: identifying research priorities and revisiting the geographical distribution of an ancient, widespread Neotropical biome. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.133.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. Portaria MMA nº148, de 07 de junho de 2022. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf. Acessado em: 08 de dezembro de 2022.

Monteiro, B. L.; Camargo, M. G. G.; Loiola, P. P.; Carstensen, D. W.; Gustafsson, S.; Morellato, L. P. C. 2021 Pollination in the campo rupestre: a test of hypothesis for an ancient tropical mountain vegetation. **Biological Journal of the Linnean Society** 133:512–530.

Monteiro, L.; Machado, N.; Martins, E.; Pougy, N.; Verdi, M.; Martinelli, G.; Loyola, R. 2018. Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grasslands in Brazil, **Flora**, v.238.

Mouchet, M. A.; Villéger, S.; Mason, N. W.; Mouillot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876.

Mucida, D. P.; Gontijo, B. M.; Morais, M. S.; Fagundes, M. 2019. A degradação ambiental em narrativas de naturalistas do século XIX para a Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. **Caderno De Geografia**, v. 29.

Mucida, D. P.; Gontijo, B. M.; Morais, M. S.; França, L. C. J; Ferreira, M. P. ; Santos, J. D. 2021. Narrando a paisagem do século XIX aos dias atuais: geodiversidade e biodiversidade do Espinhaço. **Regnella Scientia**, v. 7, p. 139-161.

Mucida, D. P.; Gonzaga, A. P. D. 2021. Paisagem e a Vegetação. In: SANTOS- JUNÍOR, L. A. Ed. Minas Gerais e Orléans: olhares cruzados no Caminho Saint Hilaire. Belo Horizonte, **Ramalhete**, p. 53-70.

Myers, N.; Mittermeier, R.; Mittermeier, C. *et al.* 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.

Oliveira, L. F. A. Flora Vascular dos Campos Rupestres: Composição Florística, Esforço Amostral e Riqueza de Espécies. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. **Universidade Federal de Uberlândia**, Uberlândia, Minas Gerais, 2017.

Oliveira, T. C. S.; Silva, V. F.; Sousa, V. F. S.; Farias, R. R. S.; Castro, A. A. J. F. 2019. Diversidade taxonômica e funcional em áreas de cerrado rupestre de baixa altitude no complexo vegetacional de Campo Maior, Nordeste do Brasil. **Biota Amazônia** v. 9, n. 2, p. 1-5.

Padilha, P. Evolução de nicho climático no gênero *Vellozia* Vand. (Velloziaceae – Pandanales). Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas. **Universidade Federal de Santa Catarina**, Florianópolis, Santa Catarina, 2019.

Peres, M. K. Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. 2016 Tese (Doutorado). **Universidade de Brasília**, Brasília, Distrito Federal, 2016.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: **R Foundation for Statistical Computing**. Disponível em: <http://www.r-project.org>. Acessado em: 06 de outubro de 2022.

Rapini, A.; Ribeiro, P.; Lambert, S.; Pirani, J. R. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**. 4. 16-24.

REFLORA. Flora e Funga do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 06 de maio de 2022.

Reis, L. B. S.; Mesquita, M. N.; Carvalho, P. S.; Miranda, S. C. 2022. Atributos funcionais de espécies vegetais do Cerrado – importância, aspectos metodológicos e ecológicos. **Enciclopédia Biosfera**, v.19, n.40; p.76.

Ribas, R. P.; Gontijo, B. M. 2015. Mapeamento dos limites oficiais do Mosaico de áreas protegidas do Espinhaço: Interatividade entre o Geoprocessamento e a Gestão Integrada. RBC. **Revista Brasileira de Cartografia** (ONLINE), v. 67.

Rounsevell, M. D.; Harfoot, M.; Harrison, P. A.; Newbold, T.; Gregory, R. D.; Mace, G. M. 2020. A biodiversity target based on species extinctions. **Science**, 368 (6496) p. 1193-1195.

Schaefer, C. E. *et al.* 2016. The Physical Environment of Rupestrian Grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: Geological, Geomorfological and Pedological Characteristics, and Interplays. Em: Fernandes, G. (ed.) Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil. **Springer**, Cham.

SEMAD – MG. 2023. **Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Minas Gerais**. Consulta de Decisões de Processos de Licenciamento Ambiental. Disponível em: <http://sistemas.meioambiente.gov.br/licenciamento/site/consulta-licenca>. Acessado em: 28 de fevereiro de 2023.

Silva, J. M. C. d.; Rapini, A.; Barbosa, L. C. F.; Torres, R. R. 2019. Extinction risk of narrowly distributed species of seed plants in Brazil due to habitat loss and climate change. **PeerJ** 7:e7333 <https://doi.org/10.7717/peerj.7333>

Silva, M. C. R.; Chaves, M. L. S. C.; Andrade, K. W. 2015. Clastos de formação ferrífera bandada no conglomerado diamantífero Sopa em Extração (Diamantina, MG). **Geociências**, v. 34, n. 2, p. 153-168

Silva, M. L.; Silva, A. C. 2016. Gênese de turfeiras e mudanças ambientais quaternárias na Serra do Espinhaço Meridional – MG. **Revista de Geociências** v. 35.

Silva, O. L. M.; Torres, D. S. C.; Hurbath, F.; Cordeiro, I.; Riina, R. 2020. Euphorbia in Flora do Brasil 2020. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<https://floradobrasil2020.jbrj.gov.br/FB36081>> Acesso em: 21 de junho de 2022.

Silva, V. F. Diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e interior de um fragmento de mata atlântica em Pernambuco. 2016. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. **Universidade Federal Rural de Pernambuco**, Recife, Pernambuco.

Silveira, F. A. O.; Negreiros, D.; Barbosa, N. P. U. *et al.* 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil**, v. 403.

Silveira, F. A. O.; Fiedler, P. L.; Hopper, S. D. 2021 OCBIL theory: a new science for old ecosystems. **Biological Journal of the Linnean Society** 133(2): 251–265.
<https://doi.org/ez36.periodicos.capes.gov.br/10.1093/biolinnean/blab038>

Taiz, L.; Zeiger, E.; Moller, I.; Murphy, A. Fisiologia e desenvolvimento vegetal. 6.ed. Porto Alegre: **Artmed**, 2017. 888 p.

Teodoro, G. S.; Costa, P. B.; Brum, M.; Signori-Muller, C.; Alcântara, S.; Dawson, T. E.; West, A. G.; Lambers, H.; Oliveira, R. S. 2021. Desiccation tolerance implies costs to productivity but allows survival under extreme drought conditions in Velloziaceae species in campos rupestres. **Environmental and Experimental Botany**, 189, c. 104556.

Teodoro, G. S.; Lambers, H.; Nascimento, D. L.; Costa, P. de B.; Flores-Borges, D. N. A.; Abrahão, A.; ... Oliveira, R. S. 2019. Specialized roots of Velloziaceae weather quartzite rock while mobilizing phosphorus using carboxylates. **Functional Ecology**, 33: 762-773.

Tombolato, A. F. C.; Furlani, P. R.; Castro, C. E. F.; Matthes, L. A. F.; Tagliacozzo, G. M. D.; Saes, L. A.; Rivas, E. B.; Coutinho, L. N.; Bergmann, E. C.; Imenes, S. L.; Costa, A. M. M.; Leme, J. M. Antúrio (*Anthurium andraeanum* Lindl.). In: Tombolato, A. F. C. (Ed.). Cultivo comercial de plantas ornamentais. Campinas: **Instituto Agrônômico**, 2004. p. 61-94.

UNESCO, International Co-ordinating Council of the Man and the Biosphere (MAB) Programme. Thirty-first session. **UNESCO Headquarters**, Paris, Room II (Fontenoy Building) 17 – 21 June 2019 FINAL REPORT. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000370193?fbclid=IwAR0TcXNelbq2yrJSdvpBloguLHGkHs-EGbjj7t4-1DSgsC2sAc9aBhhHCgQ>. Acessado em 25 de junho de 2021.

Valentin, J. L.; Peres-Neto, P. R.; Fernandes, F. A. S. 1995. Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, **UFRJ**, Rio de Janeiro – RJ. V. II, p. 27-55.

van den Berg, C. 2020. *Cattleya* in Flora do Brasil 2020. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<https://floradobrasil2020.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB65254>>. Acesso em: 23 de julho de 2022.

Vasconcelos, T. N. C.; Alcantara, S.; Andrino, C. O.; Forest, F.; Reginato, M.; Simon, M. F.; Pirani, J. R. 2020. Fast diversification through a mosaic of evolutionary histories characterizes the endemic flora of ancient Neotropical mountains. **Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences**, v. 287.

Villéger, S., N. W. H.; Mason, D.; Mouillot . 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology** 89: 2290– 2301.

ANEXO

