

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal

Aline Cristina Carvalho

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO EM
CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO**

Diamantina

2020

Aline Cristina Carvalho

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO EM
CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO**

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

Orientador: Prof. Dr. Israel Marinho Pereira

Diamantina

2020

Elaborado com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

C331r

Carvalho, Aline Cristina

Restauração ecológica de área degradada por mineração em campo rupestre quartzítico / Aline Cristina Carvalho, 2020.

89 p.: il.

Orientador: Israel Marinho Pereira

Dissertação (Mestrado– Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.

1. Campo rupestre. Facilitação. 2. Reintrodução de espécies. 3. Restauração ecológica. I. Pereira, Israel Marinho. II. Título. III. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

CDD 634.9



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

ALINE CRISTINA CARVALHO

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO EM
CAMPO RUPESTRE QUATZÍTICO**

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

Orientador: Prof. **Israel Marinho Pereira**

Data de aprovação 30/07/2020.

Prof. Geraldo Wilson Afonso Fernandes - (UFMG)

Prof. José Barbosa dos Santos - (UFVJM)

Prof. Natashi Aparecida Lima Pilon - (UNICAMP)



Documento assinado eletronicamente por **Israel Marinho Pereira, Servidor**, em 30/07/2020, às 18:00, 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 **Jose Barbosa dos Santos, Servidor**, em 30/07/2020, às 20:04, 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 **Natashi Aparecida Lima Pilon, Usuário Externo**, em 31/07/2020, às 08:10, 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 **Geraldo Wilson Fernandes, Usuário Externo**, em 02/08/2020, às 10:58, 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?](https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0)

[acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0139909** e o código CRC **D99C274A**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, senhor de todas as coisas, que tem me sustentado por toda a minha vida e sem o qual eu jamais chegaria a esse momento.

À minha família pelo apoio nas horas de aflição, em especial à minha irmã Daniela e a minha mãe Verônica, meu exemplo de caráter e humildade. Ao meu marido e amigo Ernando, pelo apoio e companheirismo.

Aos professores, que compartilharam o conhecimento com a maior dedicação e profissionalismo, em especial aos professores José Barbosa, Evandro, Marcio e Christovão, que estiveram sempre dispostos a me auxiliar.

Ao meu orientador Israel Marinho Pereira, exemplo de profissional e ser humano que me auxiliou de maneira paciente, sempre acreditando no meu potencial e me incentivando a ser cada vez melhor.

À banca examinadora pelas contribuições e correções.

Ao Núcleo de Estudos em Recuperação de Áreas Degradadas (NERAD), pelo aprendizado e experiência maravilhosa. Aos bolsistas, por toda a ajuda em campo.

Aos amigos da graduação e pós-graduação que me acompanharam durante essa caminhada, em especial à Amanda, Bruna, Gleica, Luiza e Paula (eterna mamis).

À Laura, Fernanda, Krislaine e Túlio por estarem sempre dispostos a me acompanhar e ajudar nos trabalhos de campo.

À Krislaine, por estar sempre comigo e compartilhar os momentos de alegria e desespero ao longo desses anos.

Ao Múcio e a Michele pelo apoio e auxílio durante as análises em laboratório.

Aos funcionários do viveiro, em especial ao Fábio por toda a ajuda prestada.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Florestal, pela disposição em sempre ajudar e solucionar os problemas.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) e ao Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal (PPGCF), pelo apoio financeiro, aprendizado e experiência incrível que me propuseram.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), (Projeto CRA-APQ-03746-12 CEMIG/FAPEMIG).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

À Prefeitura Municipal de Diamantina-MG, pelo apoio e cooperações.

À empresa Corcovado Mineração pela parceria nessa pesquisa com apoio logístico e financeiro.

À Empresa Anglo American Minério de Ferro Brasil.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e por meio de uma parceria público-privada entre a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) e a empresa Corcovado Mineração, em uma das pedreiras localizadas no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.

A todos que contribuíram de alguma forma nesse trabalho e no meu amadurecimento, o meu muito Obrigada!

CARVALHO, Aline Cristina. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO EM ÁREA DE CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO, 2020. X p. (Dissertação – Mestrado em Ciência Florestal) Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.

RESUMO GERAL

A crescente exploração dos recursos naturais, como minério e rochas ornamentais nos campos rupestres encontrados na Serra do Espinhaço, promove grande desequilíbrio ambiental. Os campos rupestres quartzíticos são ambientes ímpares, com elevada biodiversidade e endemismos. A supressão da vegetação nativa, poluição, alterações climáticas e edáficas geradas pelas atividades minerárias, reduzem a biodiversidade, podendo levar espécies ainda não estudadas à extinção. A legislação vigente, exige que empresas de mineração realizem a mitigação dos impactos gerados; no entanto, a baixa disponibilidade de mudas e sementes, elevado teor de alumínio e baixa retenção de água das pilhas de rejeito, limitam a colonização e estabelecimento das plantas de campo rupestre, reduzindo o sucesso das técnicas de restauração. O desenvolvimento de estratégias utilizando espécies nativas adaptadas a esses locais, mostra-se uma importante ferramenta para sucesso da restauração ecológica. Nesse sentido, esse trabalho avaliou por 420 dias a sobrevivência na reintrodução de *Vellozia epidendroides*, espécie alvo, em diferentes modelos de plantio em núcleo (mix de espécies) em área degradada por mineração em campo rupestre quartzítico. A escolha da espécie alvo foi devido a tolerância a dessecação, com imediato restabelecimento após a reidratação, eficiência na aquisição de recursos e possível potencial facilitador. A reintrodução de espécies em núcleos diversos é uma técnica viável, e as diferentes composições de modelos de plantio em núcleo não interferiram na sobrevivência de *Vellozia epidendroides*, que pareceu favorecer o estabelecimento de *Cipocereus minensis*.

Palavras- Chave: *Cipocereus minensis*, degradação, espécie endêmica, plantio em núcleo, resgate, Velloziaceae.

CARVALHO, Aline Cristina. ECOLOGICAL RESTORATION OF DEGRADED AREA BY MINING IN THE RUPESTRIAN GRASSLAND, 2020. X p. (Dissertation - Master in Forest Science) Federal University of the Valleys of Jequitinhonha and Mucuri, Diamantina, 2020.

GENERAL ABSTRACT

The growing exploitation of natural resources, such as ore and ornamental rocks in the rupestrian grassland found in Serra do Espinhaço, promotes large environmental imbalance. The quartzitic rock grassland is an impressive ecosystem, due to its high biodiversity and endemism. The native vegetation suppression, pollution, climate and edaphic changes generated by mining activities, lessen biodiversity, and can lead to the extinction species not yet described. The current legislation requires mining companies to mitigate the impacts generated; however, the low availability of seedlings and seeds, high aluminum content and low water retention in the tailings piles, limit the colonization and installation of rupestrian grassland plants, a result of the success of restoration techniques. The development of strategies using the species adapted to these locations, represents an important tool to success of ecological restoration. In this sense, this work evaluated for 420 days in the reintroduction of *Vellozia epidendroides*, target species, in different models of core plant (species mix) in an area degraded by mining in a quartzitic rupestrian grassland. The choice of the key species was due to desiccation tolerance, with immediate restoration after rehydration, efficiency in the acquisition of resources and possible potential facilitator. The reintroduction of species in different nuclei is a viable technique, and the different compositions of planting models in nucleus did not interfere in the survival of *Vellozia epidendroides*, which seemed to favor the establishment of *Cipocereus minensis*.

Keywords: *Cipocereus minensis*, degradation, endemic species, core planting, rescue, Velloziaceae.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

REVISÃO DE LITERATURA

Mapa 1- Localização da Reserva da Biosfera do Espinhaço	21
Figura 1- <i>Vellozia epidendroides</i> em ocorrência natural em área de campo rupestre quartzítico destinada a supressão vegetal no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	25
Figura 2- Detalhe da <i>Vellozia resinosa</i> , após reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG.	27
Figura 3- Ocorrência natural de <i>Cipocereus minensis</i> , em área de campo rupestre quartzítico, com detalhe do fruto globoso azulado	28
Figura 4- <i>Apochloa molinioides</i> em área natural de campo rupestre quartzítico	30

PROPOSTA DE ARTIGO CIENTÍFICO I- REINTRODUÇÃO DE *Vellozia epidendroides* COMO ESPÉCIE CHAVE NA RESTAURAÇÃO DE CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO

Figura 1- Área de campo rupestre quartzítico liberada para exploração de rochas quartzíticas no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina, Minas Gerais	51
Mapa 1- Mapa de localização da área de reintrodução das espécies, em área de campo rupestre quartzítico no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina, Minas Gerais	52
Figura 3- Procedimentos para resgate de <i>Vellozia epidendroides</i> (a), <i>Vellozia resinosa</i> (b), <i>Cipocereus minensis</i> (c), e <i>Apochloa molinioides</i> (d) em área de campo rupestre quartzítico	53
Figura 4- Montagem do experimento de reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	56
Figura 5- Porcentagem de sobrevivência por espécie aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	59
Figura 6- Porcentagem de sobrevivência dos mix de espécies, com suas respectivas médias e erro padrão, aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	60

Figura 7- Variação da porcentagem de sobrevivência por tratamento ao longo do tempo, após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG.....	61
Figura 8- Médias do incremento em altura de <i>Vellozia epidendroides</i> por tratamento aos 420 dias após a reintrodução, em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG.....	62
Figura 9- Detalhe das brotações de <i>vellozia epidendroides</i> , <i>Vellozia resinosa</i> e <i>Cipocereus minensis</i> aos 420 dias após a reintrodução, em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	64
Figura 10- Médias do índice de clorofila total por tratamento aos 420 dias após reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.....	65
Figura 11- Médias do índice de clorofila <i>a</i> , <i>b</i> e total por tratamento ao final da estação seca (A) e início da estação chuvosa (B), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	68

LISTA DE TABELAS

PROPOSTA DE ARTIGO CIENTÍFICO I- REINTRODUÇÃO DE *Vellozia epidendroides* COMO ESPÉCIE CHAVE NA RESTAURAÇÃO DE CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO

Tabela 1- Tratamentos (mix de espécies), utilizados na reintrodução de <i>Vellozia epidendroides</i> , em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG.....	53-54
Tabela 2- Caracterização do substrato utilizado na reintrodução de <i>Vellozia epidendroides</i> em diferentes modelos de plantio em núcleo (mix de espécies), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG	55
Tabela 3- Análise de variância (ANOVA) da sobrevivência por tratamento (mix de espécies), aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG.	60
Tabela 4- Análise de variância (ANOVA) do incremento em altura (cm) da espécie <i>vellozia epidendroides</i> por tratamento, aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG	62
Tabela 5- Número de brotações por espécie aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	63
Tabela 6- Análise de Variância (ANOVA) do índice de clorofila total por tratamento aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG.....	65
Tabela 7- Análise de variância (ANOVA) do índice de clorofila total ao final da estação seca (abril e maio) e início da estação chuvosa (outubro e novembro), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG	66
Tabela 8- Análise de variância (ANOVA) do índice de clorofila <i>a</i> e <i>b</i> , ao final da estação seca (abril e maio) e início da estação chuvosa (outubro e novembro), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG.	67

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
CAPÍTULO 1: REVISÃO DE LITERATURA	19
1. CAMPOS RUPESTRES	19
2. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	21
2.1 Resgate e Reintrodução da Flora	23
3. ESPÉCIES ESTUDADAS	25
3.1 <i>Vellozia epidendroides</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.....	25
3.2 <i>Vellozia resinosa</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.....	26
3.3 <i>Cipocereus minensis</i> (Wender.) Ritter	27
3.4 <i>Apochloa molinioides</i> (Trin.) Zuloaga & Morrone	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
PROPOSTA DE ARTIGO CIENTÍFICO I: REINTRODUÇÃO DE <i>Vellozia epidendroides</i> COMO ESPÉCIE CHAVE NA RESTAURAÇÃO DE CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO	43
RESUMO.....	43
ABSTRACT.....	45
RESUMO GRÁFICO:	47
1 INTRODUÇÃO	49
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
2.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	51
2.2 Resgate das espécies.....	52
2.3 Reintrodução e implantação do experimento.....	54
2.3.1 Caracterização do substrato do local de resgate	54
2.3.2 Implantação e condução do Experimento	55
2.4 Variáveis mensuradas	56
2.4.1 Sobrevivência	56

2.4.2 Incremento.....	57
2.4.3 Número de brotações	57
2.4.4 Clorofila	57
2.4.5 Análise dos dados	57
3 RESULTADOS	59
4 DISCUSSÃO	69
5 CONCLUSÃO.....	75
RECOMENDAÇÕES PRÁTICAS.....	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
APÊNDICE I	87
APÊNDICE II.....	89

INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado é a savana tropical com maior biodiversidade mundial, com território inicial de dois milhões de km², correspondendo a 22% da área nacional (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002). As diferentes fisionomias vegetais e condições edáficas, garantem a esse bioma elevada riqueza e biodiversidade (FENKER et al., 2020).

O bioma Cerrado é o segundo maior da América Latina, ocupando a região central do Brasil (SANO et al., 2019), ainda assim, é o bioma brasileiro com maior supressão territorial e menor interesse para conservação (FALEIRO et al., 2013). O Cerrado perdeu 46% da sua vegetação nativa, resultando em perda da biodiversidade, fragmentação da paisagem, e problemas com invasão biológica de espécies exóticas (PIVELLO et al., 1999; STRASSBURG et al., 2017). Entre suas diversas fitofisionomias, estão os campos rupestres (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; RIBEIRO; WALTER, 2008).

Os campos rupestres são compostos por formações herbáceas e arbustivas, ocupam cerca de 0,83% da superfície brasileira, ocorrem em solos líticos, especialmente quartzo, e se misturam às florestas ripárias e árvores isoladas (RAPINI et al., 2008; CARMO; PERALTA, 2017; FERNANDES et al., 2020). A falta de políticas públicas voltadas a conservação dos campos rupestres, favorecem a degradação dos mesmos (SILVEIRA et al., 2016, FERNANDES et al., 2018). Além disso, os campos rupestres receberam pouca atenção em detrimento às florestas tropicais, sendo necessária a ampliação dos estudos a respeito de grande parte das espécies pertencentes a essa fitofisionomia (FIASCHI; PIRANI, 2009; ALCANTARA et al., 2018).

Os campos rupestres são formados por espécies adaptadas a variação edafoclimática, ventos contínuos e solos instáveis que variam de extremamente secos a muito encharcados em períodos chuvosos (CONCEIÇÃO, 2007; RIBEIRO; WALTER, 2008). Conhecer a biologia das espécies nativas e endêmicas é necessário para entender a dinâmica da comunidade, e facilitar a elaboração de planos para a conservação (CHEIB; GARCIA, 2012), incluindo técnicas de restauração ecológica.

O uso de espécies nativas, comumente encontradas em campos rupestres, como *Vellozia epidendroides*, associada a outras espécies ocorrentes nesses ambientes, possibilitam o maior sucesso nos programas de restauração ecológica. *Vellozia resinosa*, *Cipocereus minensis* e *Apochloa molinioides*, pertencentes às famílias Velloziaceae, Cactaceae e Poaceae, respectivamente, são exemplos. Espécies nativas de campos rupestres têm carboidratos de

reserva nas raízes, favorecendo a associação com fungos micorrizicos, que podem aumentar o desenvolvimento dessas espécies (JOAQUIM et al., 2014; COUTINHO et al., 2019).

O resgate com posterior reintrodução dessas espécies é técnica promissora em função das dificuldades ambientais impostas pelos campos rupestres, sendo necessário o uso de espécies adaptadas. No entanto, é preciso compreender o comportamento dessas espécies na reintrodução, após longo período de permanência em viveiro, onde as condições de temperatura e umidade são controladas.

Perante o exposto, a presente dissertação foi estruturada em dois capítulos, sendo o primeiro uma revisão de literatura de modo a compilar o estado da arte sobre a conservação e classificação dos campos rupestres. O segundo capítulo, intitulado “Reintrodução de *Vellozia epidendroides* como espécie chave na restauração de campo rupestre quartzítico” teve por objetivo avaliar a influência de diferentes modelos de plantio na sobrevivência, crescimento e fisiologia de *Vellozia epidendroides* e espécies nativas reintroduzidas em área de campo rupestre quartzítico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCANTARA, S.; REE, R. H.; SILVA, R. M. Accelerated diversification and functional trait evolution in Velloziaceae reveal new insights into the origins of the campos rupestres exceptional floristic richness. **Annals of Botany**, v.122, n. 1, p.165–180, 2018.
- CARMO, D. M.; PERALTA, D. F. Morpho-ecological characterization and composition of rocky fields bryophytes in Brazilian Cerrado. **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica**, v. 52, n. 2, p. 265-276, 2017.
- CARVALHO, R. P. B. Contribuições da análise de geossistemas na recuperação de áreas degradadas por mineração. **Caderno de Geografia**, v. 21, n. 36, p.13-28, 2011.
- CHEIB, A. L., GARCIA, Q. S. Longevity and germination ecology of seeds of endemic Cactaceae species from high-altitude sites in south-eastern Brazil. **Seed Science Research**, v. 22, n. 1, p. 45-53, 2012.
- CONCEIÇÃO, A. A., GIULIETTI, A. M., MEIRELLES, S. T. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 335-347, 2007.
- FALEIRO, F. V., MACHADO, R. B., LOYOLA, R. D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. **Biological Conservation**, v. 158, p. 248-257, 2013.
- FENKER, J.; DOMINGOS, F. M.; TEDESCHI, L. G.; ROSAUER, D. F.; WERNECK, F. P.; COLLI, G. R.; SITES JR, J. W.; BREITMAN, F. S.; SOARES, F.; GIUGLIANO, L. G.; MORITZ, C. Evolutionary history of Neotropical savannas geographically concentrates species, phylogenetic and functional diversity of lizards. **Journal of Biogeography**, v. 47, n. 5, p. 1130-1142, 2020.
- FERNANDES, G. W., BARBOSA, N. P. U., ALBERTON, B., BARBIERI, A., DIRZO, R., GOULART, F., GUERRA, T. J., MORELLATO, L. P. C., SOLAR, R. R. C. The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. **Biodiversity and Conservation**, v.27, n.10, p. 2587-2603, 2018.
- 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. Floristic and functional identity of rupestrian grasslands as a subsidy for environmental restoration and policy. **Ecological Complexity**, v. 43, p. 100833, 2020.
- FIASCHI, P.; PIRANI, J. R. Review of plant biogeographic studies in Brazil. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 47, n. 5, p. 477-496, 2009.
- JUNIOR, A. F. C.; DE SOUZA, V. V.; DE CARVALHO JUNIOR, O. A.; DE SOUZA, E. M.; SANTANA, O. A.; FREITAS, L. F.; GOMES, R. A. T. Integração de parâmetros morfométricos e imagem aster para a delimitação das fitofisionomias da Serra da Canastra, Parque Nacional da Serra da Canastra, MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 11, n.1, 2010.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Columbia University Press, New York, 2002.

PIVELLO, V.R.; CARVALHO, V.M.C.; LOPES, P.F.; PECCININI, A.A.; ROSO, S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 71-82, 1999.

RAPINI, A.; RIBEIRO, P. L.; LAMBERT, S.; PIRANI, J. R. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1-2, p. 6-24, 2008.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília: EMBRAPA-CPAC, v. 1, p. 151-212, 2008.

SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M.; BEZERRA, A. S.; COUTO JUNIOR, A. F.; VASCONCELOS, V.; SCHULER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SILVEIRA, F. A.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P.; BUISSON, E.; CARMO, F. F.; CARSTENSEN, D. W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T. G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G. W.; GARCIA, Q. S.; GUERRA, T. J.; JACOBI, C. M.; LEMOS-FILHO, J. P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L. P. C.; NEVES, F. S.; OLIVEIRA, R. S.; SCHAEFER, C. E.; VIANA, P. L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered Campo Rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1-2, p. 129-152, 2016.

STRASSBURG, B. B.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA-FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017.

CAPÍTULO 1: REVISÃO DE LITERATURA

1 CAMPOS RUPESTRES

Os campos rupestres são formados por vegetação arbustiva-herbácea, associados a afloramentos rochosos de arenito, ferro ou quartzito (FERNANDES, 2016; SILVA et al., 2019). Ocorrem em altitudes acima de 900 até 2033 metros, abrigando elevada diversidade florística e muitas espécies endêmicas. A cobertura vegetal dos campos rupestres representa cerca de 14,7% da vegetação brasileira (SILVEIRA et al., 2016).

Os campos rupestres, apresentam alta diversidade, elevado endemismo e micro-endemismo, com algumas espécies ameaçadas de extinção (MESSIAS et al., 2017; FIORINI et al., 2019). O elevado isolamento edáfico, favoreceu o alto grau de endemismo encontrado nesta fitofisionomia (HUGHES et al., 2013; DAYRELL et al., 2017).

Os complexos rochosos, conhecidos como campos rupestres, capão florestal ou matagal, são ambientes naturalmente fragmentados, compostos por um mosaico de vegetação arbustiva e sub-arbustiva, com invernos secos e verões úmidos (GIULIETTI et al., 1997; ALVES et al., 2014; SILVEIRA et al., 2016). A vegetação é composta predominantemente por espécies herbáceas, em associação com arbustos e subarbustos dispersos (SILVA, 2013).

Os campos rupestres abrangem um complexo de habitats, associados à afloramentos rochosos, com solos em diferentes profundidades (SCHAEFER et al., 2016; MUCINA, 2018). A sazonalidade é elevada, com solos rasos, secos, arenosos e baixa capacidade de retenção de água e baixa disponibilidade de nutrientes (BENITES et al., 2007; COELHO et al., 2014; SILVEIRA et al., 2016; LOMBELLO et al., 2020). A pobreza nutricional dos solos está relacionada ao intemperismo e lixiviação sofridos ao longo do tempo pela rocha mãe (BENITES et al., 2007; LE STRADIC et al., 2015; FERNANDES et al., 2016).

A terminologia dos campos rupestres é decorrente da origem geológica do substrato ao qual se associa (MUCINA, 2018). Os diferentes solos encontrados no Brasil, agrupam os campos rupestres em dois grupos, o primeiro relacionado aos teores de argila e matéria orgânica (canga e itabirito) e o segundo à solos arenosos com alto teor de alumínio (quartzito e granitos, especialmente) (SCHAEFER et al., 2016). Os campos rupestres quartzíticos são aqueles associados a rochas de arenito e campos rupestres ferruginosos quando ocorrem sobre rochas ricas em ferro (MUCINA, 2018).

Essa fitofisionomia é considerada um dos ‘hotspots’ mundiais de biodiversidade, encontrados nos altos de cadeias montanhosas, principalmente ao longo da Serra do Espinhaço,

ocorrendo associados a diferentes biomas, como Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, com elevada heterogeneidade ambiental (MYERS 2000; ALVES et al., 2014; SILVEIRA et al., 2016; SILVA et al., 2019).

O processo evolutivo das espécies de campos rupestres para sobreviver aos severos filtros ecológicos como o intenso regime de fogo, pobreza de nutrientes, baixa disponibilidade hídrica, entre outros, fez com que muitas espécies desenvolvessem adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas, além de relações com microrganismos do solo (FERNANDES, 2016; SCHAEFER et al., 2016; VALENTE et al., 2017) e especialização de órgãos subterrâneos que possibilita a constante rebrota após frequentes distúrbios (NEGREIROS et al., 2014, FERNANDES, 2016).

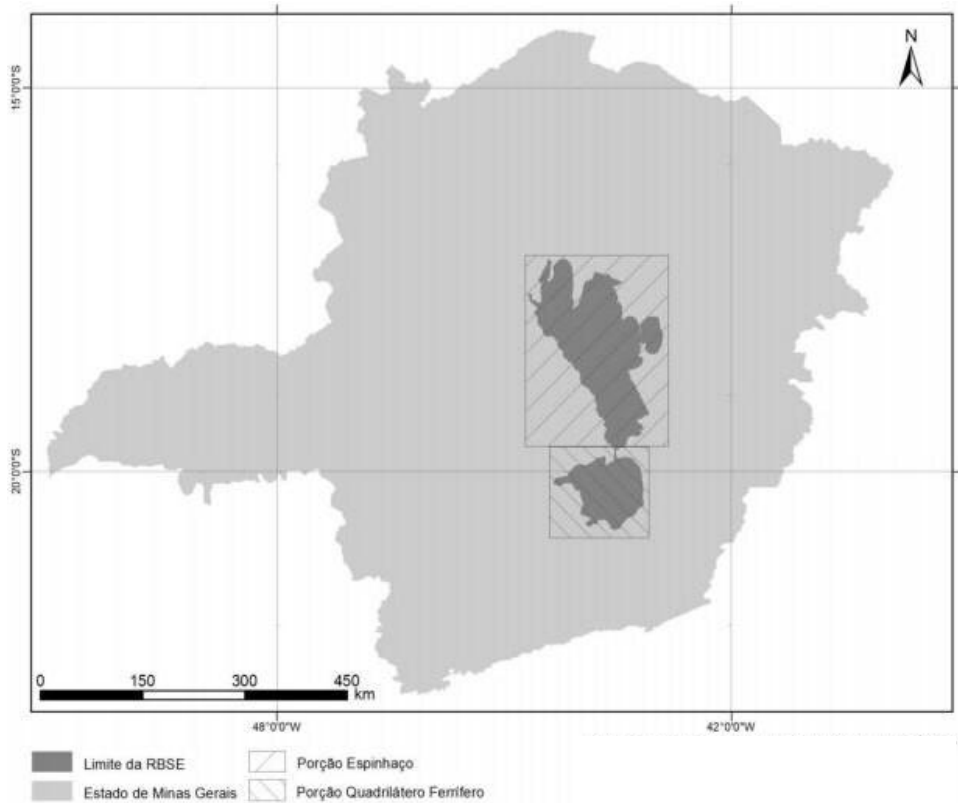
Apesar de toda riqueza e diversidade, os campos rupestres têm sido reduzidos e degradados desde o século XVIII, especialmente por atividades minerárias. Queimadas clandestinas para ampliação de pasto, retirada ilegal de madeira, turismo sem controle e abertura de estradas sem planejamento adequado também têm contribuído para a redução desses ambientes singulares (GIULIETTI et al., 1997; LE STRADIC et al., 2015; FERNANDES et al., 2018).

Os campos rupestres abrigam em menos de 1% do território nacional, cerca de 1950 espécies endêmicas, o que representa 40% do total de espécies. Os campos rupestres podem ser encontrados ao longo da Serra do Espinhaço (GIULIETTI et al., 1997; SILVEIRA et al., 2016; ALCANTARA et al., 2018; FIORINI et al., 2019), local onde o presente estudo foi desenvolvido. A Serra do Espinhaço abrange parte das bacias do Rio Doce, do Jequitinhonha e do Rio São Francisco, demonstrando também sua importância quanto aos recursos hídricos (PEREIRA et al., 2015).

A cordilheira do Espinhaço, apresenta 1200 km de extensão latitudinal do nordeste para o sudeste, e sua largura varia de 50 a 100 km. Em 2005, a Unesco criou a Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (Mapa 1), que abrange 53 municípios do estado de Minas Gerais, correspondendo a 30.000 km², com o propósito de garantir a conservação da região meridional da Cordilheira do Espinhaço (HUGHES et al., 2013; LE STRADIC et al., 2015; PEREIRA et al., 2015; SILVEIRA et al., 2016; FIORINI et al., 2019).

A Reserva da Biosfera do Espinhaço, possui cerca de 3.200.00 ha, com 54,21% representado por unidades de conservação, com algumas, na categoria de proteção integral. Os campos rupestres encontrados na Serra do Espinhaço, abrigam grande parte da flora ameaçada de extinção do estado de Minas Gerais (PEREIRA et al., 2015; MENEZES et al., 2019), reafirmando a necessidade de conservação.

Mapa 1- Localização da Reserva da Biosfera do Espinhaço



FONTE: Pereira et al. 2015

2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Internacionalmente a Sociedade de Restauração Ecológica (SER, 2004) estabelece a restauração como procedimento auxiliar que inicia ou acelera a recuperação de um ambiente degradado (PALMER et al., 2016; GUERRA et al., 2020). Porém, a restauração ecológica é um processo complexo que demanda tempo e recursos que em muitos casos são limitados (MACBRIDE et al., 2010; MENA et al., 2020).

Dentro deste contexto, vale a pena destacar o conceito de “ecossistemas de referência”, como pedra fundamental de toda ação de restauração. O ecossistema de referência é a condição original, ou seja, o ecossistema natural anterior a degradação, o qual se deseja alcançar, sendo a base para a restauração (SUGANUMA; DURIGAN, 2015; BUISSON et al., 2015).

No Brasil a Lei federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012, dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, com o intuito de garantir o desenvolvimento sustentável, tendo como um dos princípios a criação de políticas para preservação e restauração. Os campos rupestres

recebem amparo legal, sendo necessária a implantação de medidas mitigadoras ou compensatórias pela supressão da vegetação (PILON et al., 2017). Dessa forma, a restauração ecológica mostra-se como importante ferramenta, na mitigação dos impactos causados, a fim de modificar os ambientes degradados e reestabelecer o equilíbrio ecossistêmico (SER, 2004), sendo necessário o aprimoramento das técnicas existentes (HIGGS et al., 2018).

A restauração resulta da combinação de atividades com o objetivo de melhoria e continuidade dos processos ecológicos, com base na ciência ecológica (FALK et al., 2006; BENDOR et al., 2015). Os projetos de restauração, visam à redução desses impactos, promovendo a cobertura vegetal com o uso de espécies nativas, fornecendo ao ambiente condições para a recuperação (GARDNER, 2001; MENA et al., 2020). O uso de espécies nativas aumenta as chances de sucesso dos projetos de restauração, além de reduzir os custos na aplicação dos mesmos (JACOBI et al., 2008), promovendo um elo de ligação entre o novo ecossistema criado e o ambiente natural anterior à degradação.

A maioria das técnicas de restauração aplicadas tem como foco principal a vegetação, a fim de promover melhorias nas condições do solo, favorecendo a recuperação de outros serviços ecológicos (CHEN et al., 2019). Além disso, as plantas promovem aumento da matéria orgânica no solo, otimizando a ação de microrganismos, e conseqüentemente, acelerando a agregação e formação do solo (BACH et al., 2012). Adicionalmente, criando hábitat para a fauna nativa.

No entanto, os programas de restauração ecológica, ficam limitados à produção de mudas e sementes, e os viveiros geralmente produzem mudas apenas das espécies de fácil propagação (FERNANDES et al., 2017), o que resulta em uma baixa riqueza de espécies, sendo a produção de mudas de espécies nativas dos campos rupestres, muito escassa ou inexistente.

A baixa diversidade de espécies, associada a qualidade e quantidades insuficientes das mudas produzidas na maioria dos viveiros do Brasil, tornam ainda maiores os desafios à restauração (DELGADO, 2012). Ademais, viveiros são adaptados a produção de espécies lenhosas, sendo impossível adquirir mudas de gramíneas e ervas típicas de fisionomias abertas atualmente.

A produção de mudas é um processo oneroso e muitas vezes as espécies utilizadas não se adequam, devido ao grau de degradação e condições edafoclimáticas do ambiente a ser restaurado (BRANCALION; VAN MELIS, 2017; SCHMIDT et al., 2018). Dessa forma, o uso de plantas provenientes de resgate mostra-se importante ferramenta na restauração, pois garante a preservação do material genético adaptado às condições locais, minimiza as perdas em áreas de supressão da vegetação, além de reduzir custos com a produção de mudas e aumentar a

diversidade na produção de mudas nativas nos viveiros (CALEGARI et al., 2011; SANTOS et al., 2019).

Os estudos sobre restauração ecológica com utilização de espécies, considerando o ecossistema como um todo e não apenas a restauração de uma área pontual tem ganhado força e demonstram um importante avanço (KOLLMANN et al., 2016). Assim os projetos de restauração nos campos rupestres devem objetivar à implantação de técnicas com a maior diversidade de espécies possível, tomando como base a riqueza dessas espécies em ecossistemas de referência (JACOBI et al., 2008).

Nesse sentido, o resgate e reintrodução de espécies nativas endêmicas, mostra-se uma técnica de restauração ecológica promissora na tentativa de se recuperar áreas degradadas em campos rupestres quartzíticos, frente às diversas peculiaridades que esses ambientes apresentam.

2.1 Resgate e Reintrodução da Flora

As atividades minerárias promovem a supressão da vegetação nativa, alterando a microbiota do solo e a disponibilidade de nutrientes, além de promover aumento na compactação do solo pelo uso de máquinas pesadas, sendo as empresas mineradoras obrigadas a desenvolver medidas que minimizem ou compensem os impactos gerados, a fim de garantir a conservação e continuidade das espécies (SANTOS, 2018; BAETHKE et al., 2020).

Nesse sentido, o resgate de plantas e a reintrodução mostram-se viáveis para o cumprimento das medidas mitigadoras, sendo necessário, no entanto o aprimoramento das técnicas e metodologias, uma vez que há uma escassez de trabalhos referentes ao resgate de plantas em áreas de campo rupestre (PEREIRA JUNIOR et al., 2012; MENDONÇA, 2013; BAKER et al., 2014; DILON; MONKS; COATES, 2018).

O resgate é caracterizado pela retirada de plantas jovens e/ou adultas de espécies arbustivo-arbóreas (NAVE, 2005), gramínoide, epífitas, palmeiras, cactos e bromélias (SANTOS, 2018, LIMA, 2019). A posterior reintrodução quando a atividade econômica na área cessar pode ser entendida como importante ferramenta para a restauração dos habitats ameaçados pela mineração, possibilitando o retorno de espécies endêmicas ao ambiente, auxiliando o reestabelecimento das funções ecológicas (MAUNDER, 1992).

O resgate e reintrodução de espécies vegetais garante a conservação do banco de germoplasma, aproveitamento de um grande número de plantas que seriam perdidas, além de diminuir a dependência da produção de mudas em viveiros. A reintrodução mostra-se técnica

promissora na restauração de áreas degradadas, devido ao uso de espécies adaptadas às condições de clima e solo, o que garante vantagem competitiva às espécies nativas, reduzindo o domínio de espécies invasoras (BAKER et al., 2014).

A reintrodução visa aumentar a sobrevivência das espécies, restabelecendo populações adaptadas aos processos evolutivos (GUERRANT; KAYE, 2007; VOLIS, 2016), garantido assim, o reestabelecimento da diversidade genética e de espécies também.

O processo de reintrodução pode ser realizado com a espécie sendo reintroduzida em: a) uma população já existente, aumentando assim o tamanho da mesma (aumento); b) uma área de ocorrência anterior (restituição), ou; c) áreas nas quais não ocorriam anteriormente (translocação) (REN et al., 2014; AMES et al., 2020).

A reintrodução, assim como o resgate, vêm ganhando destaque na restauração ecológica, garantindo a redução na perda de espécies ameaçadas pela supressão e invasão biológica. No entanto, os estudos a respeito do estabelecimento dessas espécies após a aplicação de tais técnicas ainda são escassos (GUERANT, 2012; DILON; MONKS; COATES, 2018) e necessários a fim de avaliar a efetividade das espécies reintroduzidas e, assim, garantir a conservação das espécies nativas e endêmicas dos campos rupestres.

3 ESPÉCIES ESTUDADAS

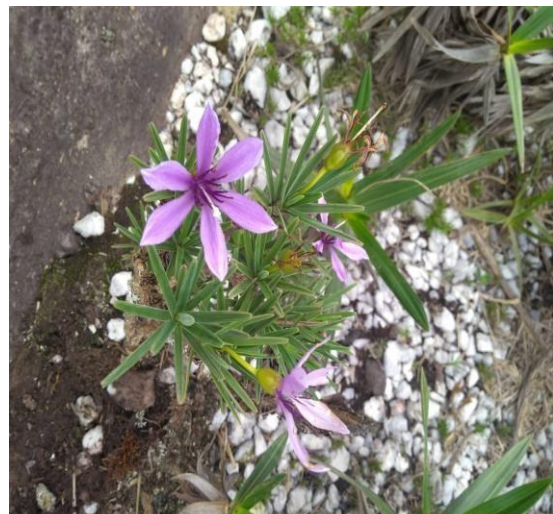
3.1 *Vellozia epidendroides* Mart. ex Schult. & Schult.f.

A espécie *Vellozia epidendroides*, com sinonímia botânica *Vellozia leptopetala* Goethart & Henrard e *Vellozia gracilis* Seub, é uma espécie nativa, endêmica do Brasil, encontrada na região sudeste. A forma de vida é subarbusto, encontrado em substrato rupícola ou terrícola (Figura 1) e apresenta frutos deiscentes (FLORA DO BRASIL, 2020).

Vellozia epidendroides é encontrada na Serra do Espinhaço, no estado de Minas Gerais, e sua ocorrência é exclusivamente associada à afloramentos rochosos nos campos rupestres quartzíticos (FRANCESCHINELLI et al., 2006; MELLO-SILVA, 2015).

A espécie é popularmente conhecida como Candombá, apresenta flores grandes, bissexuais, com curta duração de 1 a 3 dias que florescem normalmente ao fim do verão. A polinização se dá por uma diversidade de abelhas, entre elas, *Apis mellifera*, *Megachile (Chrysosarus)* sp., *Paroxystoglossa* sp. (FRANCESCHINELLI et al., 2006; JACOBI; DEL SARTO, 2007). O pólen é farto e as sementes são pequenas, variam de 1 a 1.5 mm de diâmetro, sem dispersão específica, possui porte herbáceo e altura variando de 30 a 40 cm (FRANCESCHINELLI et al., 2006; GARCIA; JACOBI; RIBEIRO, 2007; JACOBI; DEL SARTO, 2007).

Figura 1-*Vellozia epidendroides* em ocorrência natural em área de campo rupestre quartzítico destinada a supressão vegetal no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG



As pequenas sementes de *V. epidendroides* foram testadas por Garcia; Jacobi; Ribeiro, 2007, em câmara de germinação, com luz e temperatura controladas. Os autores encontraram elevada porcentagem de germinação na presença de luz, não diferindo nas temperaturas de 30 a 40°C, sendo reduzida sob baixas temperaturas e inexistindo a 15°C. Essa elevada germinação, em diferentes temperaturas favorece o estabelecimento de *Vellozia epidendroides* em áreas de campo rupestre, onde a intensidade luminosa é elevada e as temperaturas variam ao longo do dia (GARCIA; JACOBI; RIBEIRO, 2007; LE STRADIC et al., 2015).

A elevada diversidade genética de *V. epidendroides* é comum em espécies de vida longa e pode estar relacionada a grande população e amplitude de distribuição geográfica da espécie, havendo dominância de alogamia, podendo ocorrer autoincompatibilidade (FRANCESCHINELLI et al., 2006; JACOBI; SARTO, 2007).

Essa espécie figura na categoria de espécie vulnerável (VU), de acordo com a Lista Vermelha da Flora de Minas Gerais (COPAM- MG, 1997), justificando a necessidade de técnicas para conservação nos locais de sua ocorrência (FRANCESCHINELLI et al., 2006).

3.2 *Vellozia resinosa* Mart. ex Schult. & Schult.f.

A *Vellozia resinosa* (Figura 2) é uma espécie nativa, endêmica do Brasil que ocorre na região sudeste, no Bioma Cerrado e na fitofisionomia de campos rupestres. A forma de vida é um subarbusto, encontrado em substrato rupícola ou terrícola e tem como sinonímia botânica, *Vellozia modesta* L. B. Sm. & Ayensu e *Vellozia coronata* L. B. Sm (FLORA DO BRASIL, 2020).

Pertencente ao gênero *Vellozia*, a espécie apresenta sementes pequenas, com aproximadamente 1,40 mm, tendo sua porcentagem de germinação em condições de câmara de germinação, abaixo de 34%, com início da germinação após oito dias de embebição em papel filtro, um ano após a coleta no Parque Estadual do Biribiri (SILVA, 2013).

As observações em campo, possibilitaram a percepção de que *Vellozia resinosa*, ocorre naturalmente de forma aglomerada, associada aos afloramentos rochosos e frequentemente próximas à *Vellozia epidendroides*.

Figura 2- Detalhe da *Vellozia resinosa*, após reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG



FONTE: Do Autor (2019)

3.3 *Cipocereus minensis* (Wender.) Ritter

A espécie *Cipocereus minensis* (Figura 3) é um cacto colunar, com hábito arbustivo que produz frutos ovoides a globosos azulados, é endêmico da região sul da Serra do Espinhaço (LOPES, 2012). *C. minensis* é subdividido em duas subespécies: *minensis* e *Pleurocarpus* (SOFFIATTI; ANGYALOSSSI, 2005).

As flores são brancas e encontradas na porção apical, o caule é normalmente ramificado e suculento, o que leva ao consumo por algumas comunidades que permeiam os campos rupestres, onde a espécie ocorre. Apresenta hábito arbustivo, com altura variando de 0,4 a 2,0 m de altura, diâmetro do ramo entre 2,0 a 4,75 cm, costelas obtusas que variam de 13 a 18 e cilindro vascular ligeiramente lenhoso (LOPES, 2012).

A floração de *C. minensis* se dá durante a estação seca, e sua durabilidade varia de dois a quatro meses e a dispersão de sementes é por zoocoria, realizada por roedores *Thrichomys apereoides* e *Kerodon rupestres* e possivelmente morcegos (LOPES, 2012, NETO et al., 2020). O caule de *C. minensis*, após o corte, mostra-se fortemente lenhoso, com pouca ou nenhuma mucilagem, e a polpa apresenta coloração que varia de alaranjada a marrom ao entrar em contato com o ar (HUNT; TAYLOR, 1990).

Cipocereus minensis é uma espécie endêmica de campos rupestres em Minas Gerais e têm como característica marcante seus frutos azuis, globosos e indeiscentes, que por vezes podem se apresentar alongados em formato de pêra, e sua polinização se dá exclusivamente por animais (HUNT; TAYLOR, 1990).

Os morcegos são os principais agentes polinizadores de *C. minensis*, no entanto, abelhas, besouros e pássaros diurnos foram observados visitando a espécie, em campos rupestres quartzíticos em Diamantina, Minas Gerais (MARTINS et al., 2016; ROCHA et al., 2019).

Figura 3- Ocorrência natural de *Cipocereus minensis*, em área de campo rupestre quartzítico, com detalhe do fruto globoso azulado



FONTE: Do Autor (2020)

Cipocereus minensis é encontrado em afloramentos rochosos dos campos rupestres, constantemente associado a cupinzeiros dos gêneros *Silvestritermes* e *Nasutitermes*. Essa associação oferece maior disponibilidade de nutrientes à *C. minensis* (ABREU et al., 2012; SANTOS et al., 2019). Ainda que sua ocorrência seja associada à afloramentos rochosos, a germinação não se dá diretamente sobre a rocha, a espécie germina e se estabelece entre as fendas existentes, ou associada à cupinzeiros (ZAPPI; TAYLOR, 2008, LOPES, 2012).

O ambiente natural de *C. minensis*, têm sido cada vez mais reduzido devido às ações humanas, além disso, a espécie possui limitações reprodutivas, quando comparada a demais

características biológicas, e a auto-incompatibilidade é representada em até 30% dos gêneros (MARTINS et al., 2016).

A espécie está incluída na Red List of Threatened Species da The International Union for Conservation of Nature (IUCN), e figura na categoria de menor preocupação (LC) em escala global (ZAPPI; TAYLOR, 2017). Possivelmente, pela elevada presença da espécie em áreas de preservação como a Serra do Espinhaço, que engloba os Parques da Serra do Cipó e Parque Nacional das Sempre Vivas, aliado a presença em locais de difícil acesso (ZAPPI; TAYLOR, 2017; SANTOS, 2018). No entanto, em escala nacional a espécie se enquadra na categoria vulnerável (FLORA DO BRASIL, 2020), corroborando a necessidade de ações para conservação.

Estudos realizados, demonstram o potencial antioxidante no pedúnculo de *C. minensis*, que pode reduzir a ação de radicais livres que causam danos celulares, favorecendo na prevenção de doenças (MORAES et al., 2013). No entanto, ainda há escassez de trabalhos a respeito dessa espécie, que é uma das mais afetadas pela mineração na Serra do Espinhaço (SANTOS, 2018).

A espécie *Cipocereu minensis*, vêm sendo resgatada como medida mitigadora, na redução dos impactos gerados pela mineração. A sobrevivência da espécie após resgate é aumentada com sombreamento, sendo relatado 60% a mais de 90% quando o sombreamento variou de zero (pleno sol) a 80%, respectivamente (SANTOS, 2018). O autor também verificou que o sombreamento aumenta a porcentagem de enraizamento, quando o resgate foi realizado em estacas inteiras ou com corte de 30 cm, confirmando o potencial de uso da espécie na restauração ecológica de ambientes rupestres degradados.

A classificação de *Cipocereu minensis* pela Flora do Brasil como espécie vulnerável embasa a necessidade de estudos sobre a espécie, a fim de criar medidas de conservação e aprimorar o uso na restauração, uma vez que a ocorrência é abundante em áreas de campos rupestres quartzíticos, que apresentam condições adversas à outras espécies.

3.4 *Apochloa molinioides* (Trin.) Zuloaga & Morrone

A espécie *Apochloa molinioides* (Trin.) é nativa, endêmica do Brasil, encontrada em campos rupestres (VIANA, 2015), apresenta inflorescências com ramos glabrosos e a base fibrosa (SEDE et al., 2008). O gênero *Apochloa* é resultante da segregação do antigo gênero *Panicum*, que abrange plantas perenes com folhas largas e flexíveis (SEDE et al., 2008; GUGLIERI et al., 2009; MORRONE et al., 2012; COSTA et al., 2019).

Apochloa molinioides (Figura 4), antigo *Panicum molinioides*, cresce entre afloramentos rochosos e solos arenosos, nos campos rupestres, em altitudes que variam de 600 a 1900 metros. Amostras representativas da espécie foram coletadas próximas a Grão Mogol, Serro, Diamantina e próximo a estrada que liga Diamantina à Mendanha (SEDE et al., 2008).

Figura 4- *Apochloa molinioides* em área natural de campo rupestre quartzítico



FONTE: Do Autor (2019)

A folhas de *Apochloa* podem ser planas ou enroladas, com a ponta rígida e ligamentos ciliados e membranosos. Os feixes vasculares não possuem cloroplastos especializados, com 5 a 9 células mesófilas entre os feixes adjacentes (ZULOAGA; SCATAGLINI; MORRONE, 2010).

As gramíneas influenciam na estrutura e funcionalidade dos ecossistemas onde estão presentes, exercendo dominância e diversidade em ambientes rupestres, devido a sua adaptação a solos rasos, com baixa fertilidade e escassez de água, sendo espécies promissoras na restauração desses ambientes (BENITES et al., 2007; LIMA et al., 2016; FIGUEIREDO et al., 2018; TOMCZYK et al., 2020).

A falta de conhecimentos a respeito de espécies nativas, leva ao uso frequente de espécies exóticas, especialmente gramíneas africanas que se desenvolvem com facilidade em locais degradados, sem condições para a auto recuperação (FIGUEIREDO et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2018). Após estabelecidas nas áreas em recuperação, espécies exóticas

promovem sucessão do tipo inibidora, formando populações homogêneas, que passam a dispersar sementes e invadir novas áreas naturais.

Apochloa molinioides obteve porcentagens satisfatórias de sobrevivência (até 100% ao utilizar o solo da própria área) após resgate, em trabalhos realizados pelo laboratório de Conservação de Ecossistemas e Recuperação de Áreas Degradadas (CERAD), da UFVJM (dados não publicados). Confirmando sua importância e favorecimento à recuperação de áreas degradadas.

O uso de gramíneas nativas é de grande importância na restauração de ambientes savânicos, pois são o componente-chave que caracteriza e governa a dinâmica desses ecossistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, A.; COSTA, P. D. B.; LAMBERS, H.; ANDRADE, S. A. L.; SAWAYA, A. C. H. F.; RYAN, M. H.; OLIVEIRA, R. S. Soil types select for plants with matching nutrient-acquisition and-use traits in hyper diverse and severely nutrient-impooverished campos rupestres and Cerrado in Central Brazil. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 3, p. 1302-1316, 2019.
- ABRAHÃO, A.; COSTA, P. B.; TEODORO, G. S.; LAMBERS, H.; NASCIMENTO, D. L.; ANDRADE, S. A. L.; RYAN, M. H.; OLIVEIRA, R. S. Vellozioid roots allow for habitat specialization among rock-and soil-dwelling Velloziaceae in campos rupestres. **Functional Ecology**, v. 34, n. 2, p. 442-457, 2020.
- ABREU, D. D.; ARRUDA, E.; MELO-DE-PINNA, G. F. A.; COTA-SÁNCHEZ, J. H. Morphology and anatomy of stem mines in *Cipocereus minensis* (Wender.) Ritter (Cactaceae), an endemic species to eastern Brazil. **Haseltonia**, v. 2012, n. 17, p. 42-50, 2012.
- ALCANTARA, S.; REE, R. H.; MELLO-SILVA, R. Accelerated diversification and functional trait evolution in Velloziaceae reveal new insights into the origins of the campos rupestres' exceptional floristic richness. **Annals of Botany**, v. 122, n. 1, p. 165-180, 2018.
- ALVES, R.; SILVA, N. G.; OLIVEIRA, J. A.; MEDEIROS, D. Circumscribing Campo Rupestre–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 355-362, 2014.
- AMES, G. M.; WALL, W. A.; HOHMANN, M. G.; WRIGHT, J. P. Functional trait similarity predicts survival in rare plant reintroductions. **Ecological Applications**, v. 30, n. 4, p. e02087, 2020.
- ARRUDA, L. J., CHEIB, A. L., RANIERI, B. D., NEGREIROS, D. FERNANDES, G. W. Resgate e translocação de *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), espécie ameaçada de extinção de campo rupestre ferruginoso. **Neotropical Biology & Conservation**, v. 5, n. 1, 2010.
- BACH, E. M.; BAER, S. G.; SEIS, J. Respostas de plantas e solo a práticas de restauração de pastagens de alta e baixa diversidade. **Gestão Ambiental**, v. 49, n. 2, p. 412-424, 2012.
- BAENA, M.S.S.; MENEZES, N.L. Comparative developmental anatomy of ovary and fruit in Brazilian Velloziaceae. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 191, n. 2, p. 236-260, 2019.
- BAETHKE, K. A.; PLOUGHE, L. W.; GARDNER, W. C.; FRASER, L. H. Native seedling colonization on stockpiled mine soils is constrained by site conditions and competition with exotic species. **Minerals**, v. 10, n. 4, p. 361, 2020.
- BAKER, K.; LAMBDON, P.; JONES, E.; PELLICER, J.; STROUD, S.; RENSHAW, O.; NISSALO, M.; CORCORAN, M.; CLUBBE, C.; SARASAN, V. Rescue, ecology and conservation of a rediscovered island endemic fern (*Anogramma ascensionis*): *ex situ* methodologies and a road map for species reintroduction and habitat restoration. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 174, n. 3, p. 461-477, 2014.

BENDOR, T.; LESTER, T. W.; LIVENGOOD, A.; DAVIS, A.; YONAVJAK, L. Estimating the size and impact of the ecological restoration economy. **PloS One**, v. 10, n. 6, p. e0128339, 2015.

BENITES, V. M.; SCHAEFER, C. E. G.; SIMAS, F. N.; SANTOS, H. G. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 4, p. 569-577, 2007.

BUISSON, E.; CORCKET, E.; DUTOIT, T. Limiting processes for perennial plant reintroduction to restore dry grasslands. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 947-954, 2015.

BRANCALION P.H.S.; VAN MELIS J. On the need for innovation in ecological restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, p. 227–236, 2017.

CALDERÓN, K.; SPOR, A.; BREUIL, M. C.; BRU, D.; BIZOUARD, F.; VIOLLE, C.; BARNARD, R. L.; PHILIPPOT, L. Effectiveness of ecological rescue for altered soil microbial communities and functions. **The ISME Journal**, v. 11, n. 1, p. 272-283, 2017.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; BUSATO, L. C.; SILVA, E.; COUTINHO JUNIOR, R.; GLERIANI, J. M. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens. **Revista Árvore**, v. 35, n. 1, p. 41-50, 2011.

CARMO, D. M.; PERALTA, D. F. Morpho-ecological characterization and composition of rocky fields bryophytes in Brazilian Cerrado. **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica**, v. 52, n. 2, p. 265-276, 2017.

CARVALHO, R. P. B. Contribuições da análise de geossistemas na recuperação de áreas degradadas por mineração. **Caderno de Geografia**, v. 21, n. 36, p.13-28, 2011.

CHEN, J.; MO, L.; ZHANG, Z.; NAN, J.; XU, D.; CHAO, L.; ZHANG, X.; BAO, Y. Evaluation of the ecological restoration of a coal mine dump by exploring the characteristics of microbial communities. **Applied Soil Ecology**, v. 147, p. 103430, 2020.

CNCFlora. *Vellozia leptopetala* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Vellozia leptopetala](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Vellozia%20leptopetala)>. Acesso em 16 junho 2020.

COELHO, F. F.; MARTINS, R. P.; FIGUEIRA, J. E. C.; DEMETRIO, G. R. Soil factors effects on life history attributes of *Leiothrix spiralis* and *Leiothrix vivipara* (Eriocaulaceae) on rupestrian grasslands in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 828-836, 2014.

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

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL, MINAS GERAIS. Deliberação **COPAM** n. 85, de 21 de outubro de 1997. Aprova a lista das espécies ameaçadas de extinção da flora do Estado de Minas Gerais, Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, Diário do Executivo, Belo Horizonte, MG, 30 out. 1997, 1997.

COSTA, L. M.; FREITAS, G. H. S.; RODRIGUES, M. Architecture, composition and placement of nests of the Cipo Canastero *Asthenes luizae* (Aves: *Furnariidae*), a bird endemic to Brazilian mountaintops. **Journal of Natural History**, v. 53, n. 7-8, p. 391-412, 2019.

DAYRELL, R. L.; GARCIA, Q. S.; NEGREIROS, D.; BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M.; SILVEIRA, F. A. Phylogeny strongly drives seed dormancy and quality in a climatically buffered hotspot for plant endemism. **Annals of Botany**, v. 119, n. 2, p. 267-277, 2017.

DELGADO, L. G. M. **Produção de mudas nativas sob diferentes manejos hídricos**. 2012. 99 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP. Botucatu, 2012.

DILLON, R.; MONKS, L.; COATES, D. Establishment success and persistence of threatened plant translocations in south West Western Australia: an experimental approach. **Australian Journal of Botany**, Australian, v. 66, n. 4, p. 338-346, 2018.

JUNIOR, A. F. C.; DE SOUZA, V. V.; DE CARVALHO JUNIOR, O. A.; DE SOUZA MARTINS, E.; SANTANA, O. A.; FREITAS, L. F.; GOMES, R. A. T. Integração de parâmetros morfométricos e imagem aster para a delimitação das fitofisionomias da Serra da Canastra, Parque Nacional da Serra da Canastra, MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 11, n. 1, 2010.

FALEIRO, F. V.; MACHADO, R. B.; LOYOLA, R. D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. **Biological Conservation**, v. 158, p. 248-257, 2013.

FALK, D. A. Process-Centered Restoration in a Fire-Adapted Ponderosa Pine Forest. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, p. 140–51, 2006.

FENKER, J.; DOMINGOS, F. M.; TEDESCHI, L. G.; ROSAUER, D. F.; WERNECK, F. P.; COLLI, G. R.; LEDO, R. M. D.; FONSECA, E. M.; GARDA, A. A.; TUCKER, D.; SITES JUNIOR, J. W.; BREITMAN, M. F.; SOARES, F.; GIUGLIANO, L. G.; MORITZ, C. Evolutionary history of Neotropical savannas geographically concentrates species, phylogenetic and functional diversity of lizards. **Journal of Biogeography**, 2020.

FERNANDES, G. W. The megadiverse rupestrian grassland. In: **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, Cham, p. 3-14, 2016.

FERNANDES G. W.; TOMA T. S. P.; ANGRISANO P.; OVERBECK G. Challenges in the restoration of quartzitic and Ironstone rupestrian grasslands. In: **Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, Cham, p. 449-477, 2016.

FERNANDES G. E.; FREITAS N. P.; PIÑA-RODRIGUES F. C. M. Cobertura florestal ou função ecológica: a eficácia da restauração na bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 44, p. 127– 145, 2017.

FERNANDES, G. W., BARBOSA, N. P. U., ALBERTON, B., BARBIERI, A., DIRZO, R., GOULART, F., GUERRA, T. J., MORELLATO, L. P. C., SOLAR, R. R. C. The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. **Biodiversity and Conservation**, v.27, n.10, p. 2587-2603, 2018.

FIGUEIREDO, M. A.; BAÊTA, H. E.; KOZOVITS, A. R. Germination of native grasses with potential application in the recovery of degraded areas in Quadrilátero Ferrífero, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 118-123, 2012.

FIGUEIREDO, M. A.; DINIZ, A. P.; MESSIAS, M. C. T. B.; KOZOVITS, A. R. Propagation and establishment of rupestrian grassland grasses for restoration of degraded areas by mining. **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, n. 2, p. 287-295, 2018.

FIORINI, C. F.; MIRANDA, M. D.; SILVA-PEREIRA, V.; BARBOSA, A. R.; OLIVEIRA, U. D.; KAMINO, L. H. Y.; MOTA, N. F. O.; VIANA, P. L.; BORBA, E. L. The phylogeography of *Vellozia auriculata* (Velloziaceae) supports low zygotic gene flow and local population persistence in the Campo Rupestre, a Neotropical OCBIL. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 191, n. 3, p. 381-398, 2019.

FRANCESCHINELLI, E. V.; JACOBI, C. M.; DRUMMOND, M. G.; RESENDE, M. F. S. The genetic diversity of two Brazilian *Vellozia* (Velloziaceae) with different patterns of spatial distribution and pollination biology. **Annals of Botany**, v. 97, n. 4, p. 585-592, 2006.

GARCIA, Q. S.; JACOBI, C. M.; RIBEIRO, B. A. Resposta germinativa de duas espécies de *Vellozia* (Velloziaceae) dos campos rupestres de Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 451-456, 2007.

GARDNER, J. Rehabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita en el bosque de jarrah de Australia Occidental. **Unasyuva**, v. 52, n. 207, p. 3-4, 2001.

GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. **Espinhaço Range region, eastern Brazil**. In Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. In: S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos, A. C. Hamilton. (eds.). **Information Press**, Oxford, v. 3, p. 397-404, 1997.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. L.; SANTOS, T. M. R.; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M.; LAURANCE, S. G. W.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

GUERRANT JR, E. O.; KAYE, T. N. Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. **Australian Journal of Botany**, v. 55, n. 3, p. 362-370, 2007.

GUERRANT, E. O. Characterizing two decades of rare plant reintroductions. In: **Plant Reintroduction in a Changing Climate**. Island Press, Washington, DC, 2012. p. 9-29.

GUGLIERI, A.; WAGNER, H. M. L.; ZULOAGA, F. O. *Panicum* L. subg. *Panicum* sect. *Rudgeana* (Hitchc.) Zuloaga, P. subg. *Panicum* sect. *Urvilleana* (Hitchc. & Chase) Pilger e espécies de P. subg. *Panicum* sem seção definida (Poaceae: Panicoideae: Paniceae) no Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 2, 2009.

HIGGS, E.; HARRIS, J.; MURPHY, S.; BOWERS, K.; HOBBS, R.; JENKINS, W.; KIDWELL, J.; LOPOUKHINE, N.; SOLLEREDER, B.; SUDING, K.; THOMPSON, A.; WHISENANT, S. On principles and standards in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 3, p. 399-403, 2018.

- HUGHES, C. E.; PENNINGTON, R. T.; ANTONELLI, A. Neotropical plant evolution: assembling the big picture. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 171, n. 1, p. 1-18, 2013.
- HUNT, D.; TAYLOR, N. The genera of Cactaceae: progress towards consensus. **Bradleya**, v. 1990, n. 8, p. 85-106, 1990.
- JACOBI, C. M.; DEL SARTO, M. C. L. Pollination of two species of *Vellozia* (Velloziaceae) from high-altitude quartzitic grasslands, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 325-333, 2007.
- JACOBI, C. M.; DO CARMO, F. F.; VINCENT, R. C. Phytosociological study of a plant community on ironstone as support for recovery of a mined area in the iron quadrangle, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345-353, 2008.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.
- KOLLMANN, J., MEYER, S. T., BATEMAN, R., CONRADI, T. GOSSNER, M.M., MENDONÇA Jr, M., FERNANDES, G. W., HERMANN, J. M., KOCH, C., MULLER, C. S., OKI, Y., OVERBECH, G. E., PATERNO, G. B., ROSENFELD, M. F., TOMA, T. S. P., WEISSER, W. W. Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 6, p. 722-730, 2016.
- LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Vegetation composition and structure of some Neotropical mountain grasslands in Brazil. **Journal of Mountain Science**, v. 12, p. 864–877, 2015.
- LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F. A.; BUISSON, E.; CAZELLES, K.; CARVALHO, V.; FERNANDES, G. W. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of Campo Rupestre grasslands. **Austral Ecology**, v. 40, n. 5, p. 537-546, 2015.
- LIMA, C. T.; FURTINI NETO, A. E.; GIULIETTI, A. M.; MOTA, N. D. O.; BRAGA, R. D. P.; VIANA, P. L. Guia de plantas para a recuperação de áreas degradadas nas cangas do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais. **Fortaleza, Fundação Brasil Cidadão**, 2016.
- LIMA, F. S. **Resgate e acondicionamento de plantas de espécies endêmicas de campos rupestres** 2019. 82p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.
- LOMBELLO, J. C.; BIONDI, M.; TEODORO, G. S.; COELHO, F. F. Dry soil determines the pseudo viviparous reproduction in *Comanthera nivea* (Eriocaulaceae) in the Campos Rupestres in south-eastern Brazil. **Plant Species Biology**, v. 35, n. 1, p. 81-88, 2020.
- LOPES, L. T. **Fenologia, biologia reprodutiva, germinação e desenvolvimento inicial de *Cipocereus minensis* subsp. *leiocarpus* NP Taylor & Zappi (Cactaceae) no planalto de Diamantina-MG**. 2012. 89p. Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós- Graduação em Produção Vegetal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.
- LÜTTGE, U.; DUARTE, H. M.; SCARANO, F. R.; DE MATTOS, E. A.; CAVALIN, P. O.; FRANCO, A. C.; FERNANDES, G. W. Physiological ecology of photosynthesis of five

- sympatric species of Velloziaceae in the rupestrian fields of Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. **Flora**, v. 202, n. 8, p. 637-646, 2007.
- MACBRIDE, M. F., WILSON, K. A., BURGER, J., FANG, Y. C., LULOW, M., OLSON, D., O'CONNELL, M., POSSINGHAM, H. P. Mathematical problem definition for ecological restoration planning. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 19, p. 2243-2250, 2010.
- MARTINS, C.; OLIVEIRA, R.; MENDONÇA FILHO, C. V.; LOPES, L. T.; SILVEIRA, R. A.; SILVA, J. A. P.; AGUIAR, L. M. S.; ANTONINI, Y. Reproductive biology of *Cipocereus minensis* (Cactaceae)—A columnar cactus endemic to rupestrian fields of a Neotropical savannah. **Flora**, v. 218, p. 62-67, 2016.
- MAUNDER, M. Plant reintroduction: an overview. **Biodiversity & Conservation**, v. 1, n. 1, p. 51-61, 1992.
- MELLO-SILVA, R. 2015 *Velloziaceae* in **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB15114>>. Acessado em: 20 de abril de 2020.
- MENA, T. D. R.; WILLEMEN, L.; TESHAMARIAM, G. T.; BEUKES, O.; NELSON, A. Remote sensing for mapping ecosystem services to support evaluation of ecological restoration interventions in an arid landscape. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106-182, 2020.
- MENDONÇA; M.P. **O resgate da flora de canga**. Valor Natural, Belo Horizonte, 2013. 103p.
- MENEZES, E. S., MUCIDA, D. P., FRANÇA, L. C. J., AGUILAR, M. V. M., PEREIRA, I. M. Análise temporal de focos de calor na reserva da biosfera da Serra do Espinhaço. **Nativa, Sinop**, v. 7, n. 3, p. 256- 261, 2019.
- MESSIAS, M. C. T. B.; SOUSA, H. C. D.; SCALON, V. R.; ROSCHEL, M. B.; CÂNDIDO, E. S.; FUJACO, M. A. G. Phanerogamic flora and vegetation of Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. e20160236, 2017.
- MORAIS, M. L.; RODRIGUES SILVA, A. C.; ARAUJO, C. R. R.; ESTEVES, E. A.; PINTO, N. A. D. P. Determination of antioxidant potential in vitro of Brazilian Cerrado fruits. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 35, n. 2, p. 355-360, 2013.
- MORRONE, O.; AAGESEN, L.; SCATAGLINI, M. A.; SALARIATO, D. L.; DENHAM, S. S.; CHEMISQUY, M. A.; SEDE, S. M.; GIUSSANI, L. M.; KELLOGG, E. A.; ZULOAGA, F. O. Phylogeny of the Paniceae (Poaceae: Panicoideae): integrating plastid DNA sequences and morphology into a new classification. **Cladistics**, v. 28, n. 4, p. 333-356, 2012.
- MUCINA, L. Vegetation of Brazilian campos rupestres on siliceous substrates and their global analogues. **Flora**, v. 238, p. 11-23, 2018.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

- NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP.** 2005. 218 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, 2005.
- NEGREIROS, D., LE STRADIC, S., FERNANDES, G. W., RENNÓ, H. C. CSR analysis of plant functional types in highly diverse tropical grasslands of harsh environments. **Plant Ecology**, v. 215, n. 4, p. 379-388, 2014.
- NETO, L. M.; MARADINI, A. C.; MOURA, F. R.; LIMA, P.; FURTADO, S. G. Out of the frying pan into the fire: the community structure of epiphytes in Brazilian savanna after the passage of fire. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 77, n. 1, p. 77-87, 2020.
- PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. Ecological theory and restoration ecology. In: **Foundations of Restoration Ecology**. Island Press, Washington, DC, 2016. p. 3-26.
- PEREIRA JUNIOR, A. M.; SANTOS, J. J.; QUEIROZ, S. E. E. Diversidade de espécies nativas arbóreas produzidas em viveiros. In: III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Goiania/Go, 2012.
- PEREIRA, E. O.; GONTIJO, B. M.; ABREU, L. G. A. C. As ecorregiões da Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço: elementos para o fortalecimento da conservação da biodiversidade. **Revista Caderno de Geografia**, v. 25, n. 43, p. 18-33, 2015.
- PILON, N. A. L., CAVA, M. G. B., NALON, M. A., ZIMBACK, L., DURIGAN, G. Richness, relevance and conservation strategies for savanna grasslands in the Horto florestal of Botucatu, SP, Brazil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 29, n.1, p. 19-37, 2017.
- REN, H.; JIAN, S.; LIU, H.; ZHANG, Q.; LU, H. Advances in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. **Science China Life Sciences**, v. 57, n. 6, p. 603-609, 2014.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília: EMBRAPA-CPAC, p. 151-199, 2008.
- ROCHA, E. A.; MELO, A. D.; ZAPPI, D. C.; MACHADO, I. C. Reproductive biology of columnar cacti: are bats the only protagonists in the pollination of *Pilosocereus*, a typical *chiropterophilous* genus?. **Folia Geobotanica**, v. 54, p. 239–256, 2019.
- SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M.; BEZERRA, A. S.; COUTO JUNIOR, A. S.; VASCONCELOS, V.; SCHULER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019.
- SANTOS, A.C. **Resgate de espécies endêmicas: estratégias para conservação da biodiversidade dos campos rupestres quartzíticos.** 2018. 78p. Dissertação (Mestrado)-Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2018.
- SANTOS, G. C.; SILVA, L. C. A.; OLIVEIRA, P. A.; VIEIRA, E. R. D.; PEREIRA, I. M.; DE OLIVEIRA, M. L. R.; TITON, M.; FARNEZI, M. M. D. Rescue strategies for *Xylopia*

sericea A.St.- Hil. plants from natural regeneration. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p. e7028, 2019.

SCHAEFER, C. E., CÂNDIDO, H. G., CORRÊA, G. R., NUNES, J. A., ARRUDA, D. M. Soils associated with rupestrian grasslands. In: **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, p. 55-69, 2016.

SCHMIDT, I. B.; DE URZEDO, D. I.; RODRIGUES, F. C. M. P.; VIEIRA, D. L. M.; DE REZENDE, G. M.; SAMPAIO, A. B.; JUNQUEIRA, R. G. P. Community-based native seed production for restoration in Brazil—the role of science and policy. **Plant Biology**, v. 21, n. 3, p. 389-397, 2018.

SEDE, S. M.; MORRONE, O.; GIUSSANI, L. M.; ZULOAGA, F. O. Phylogenetic studies in the Paniceae (Poaceae): a realignment of section Lorea of *Panicum*. **Systematic Botany**, v. 33, n. 2, p. 284-300, 2008.

SER. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. **Tucson**. Accessed April 10, 2020, www.ser.org.

SILVA, S. A. Germinação e morfoanatomia do desenvolvimento pós-seminal de espécies de *Vellozia* Vand. de campos rupestres brasileiros. 2013. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

SILVA, W. A.; VILLA, P. M.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FERREIRA-JÚNIOR, W. G.; CAMPOS, P. V.; FIALHO, I. F.; NERI, A. V. Diversity and life-forms a woody-herbaceous community on the quartzite rocky complexes in the Brazilian Iron Quadrangle. **Revista de Biologia Tropical**, v. 67, n. 3, p. 357-369, 2019.

SILVEIRA, F. A.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P.; BUISSON, E.; CARMO, F. F.; CARSTENSEN, D. W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T. G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G. W.; GARCIA, Q. S.; GUERRA, T. J.; JACOBI, C. M.; LEMOS-FILHO, J. P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L. P. C.; NEVES, F. S.; OLIVEIRA, R. S.; SCHAEFER, C. E.; VIANA, P. L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered Campo Rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and soil**, v. 403, n. 1-2, p. 129-152, 2016.

SOFFIATTI, P.; ANGYALOSSY, V. Wood Anatomy of *Cipocereus* (Cactaceae). **IAWA JOURNAL**, v. 26, n. 3, p. 299, 2005.

SOUZA, J. P.; ÁVILA, L. S.; SOARES, L. P. D.; PINTO, R. E., MENDONÇA FILHO, C. V.; SANTOS, T. Interaçãointerespecíficaentre *Cipocereus minensis* (Werderm) f. ritter (Cactaceae) e *Silvestritermes* sp. e *Nasutitermes* sp. (Isoptera: Termitidae) no Campo Rupestre aumentam a produção de frutos do cacto. XIV Congresso de Ecologia, 2019.

STRASSBURG, B. B.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA-FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017.

SUGANUMA, M. S., DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

TOMCZYK, P. P.; KIEDRZYŃSKI, M.; JEDRZEJCZYK, I.; REWERS, M.; WASOWICZ, P. The transferability of microsatellite loci from a homoploid to a polyploid hybrid complex: an example from fine-leaved *Festuca* species (Poaceae). **PeerJ**, v. 8, p. e9227, 2020.

VALENTE, E. B.; PÔRTO, K. C.; BASTOS, C. J. P. Habitat heterogeneity and diversity of bryophytes in campos rupestres. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, n. 2, p. 241-249, 2017.

Velloziaceae in **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB33128>>. Acesso em: 07 mai. 2020.

VIANA, P.L.; SILVA, A.S.; OLIVEIRA, R.C. *Apochloa* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015.
Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB11261>. Acesso em 03 de abril de 2020.

VOLIS, S. Conservation meets restoration—rescuing threatened plant species by restoring their environments and restoring environments using threatened plant species. **Israel Journal of Plant Sciences**, v. 63, n. 4, p. 262-275, 2016.

ZAPPI, D.; TAYLOR, N. Diversidade e endemismo das Cactaceae na Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1-2, p. 111-116, 2008.

ZAPPI, D.C; TAYLOR, N.P. Flora of the cangas of Serra dos Carajás, Pará, Brazil: Cactaceae. **Rodriguésia**, v. 68, n. 3SPE, p. 925-929, 2017.

ZULOAGA, F. O.; SCATAGLINI, M. A.; MORRONE, O. A phylogenetic evaluation of *Panicum* sects. *Agrostoides*, *Megista*, *Prionitia* and *Tenera* (Panicoideae, Poaceae): two new genera, *Stephostachys* and *Sorengia*. **Taxon**, v. 59, n. 5, p. 1535-1546, 2010.

PROPOSTA DE ARTIGO CIENTÍFICO I: REINTRODUÇÃO DE *Vellozia epidendroides* COMO ESPÉCIE CHAVE NA RESTAURAÇÃO DE CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO

RESUMO

Os campos rupestres, são fitofisionomias encontradas ao longo da Serra do Espinhaço, abrigando elevada riqueza de espécies e endemismo. *Vellozia epidendroides* é uma das espécies predominantes dos campos rupestres, possui tolerância a dessecação e possível potencial facilitador as demais espécies. No entanto, atividades antrópicas como a mineração, contribuem para a degradação desses ambientes, suprimindo a vegetação nativa e alterando as características edáficas e microbiota do solo. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar a influência de diferentes modelos de plantio na sobrevivência, crescimento e fisiologia de *Vellozia epidendroides* e espécies nativas reintroduzidas em área de campo rupestre quartzítico. Para tal, *Vellozia epidendroides* foi reintroduzida como espécie alvo em sete composições de mix de espécies (tratamentos), com *Vellozia resinosa*, *Cipocereus minensis* e *Apochloa molinioides*. O delineamento utilizado foi em blocos casualizados, com tratamentos aleatorizados. A sobrevivência foi avaliada para todas as espécies que compõem o mix, a altura inicial e final, utilizada para obtenção do incremento, e os índices de clorofila *a*, *b* e total foram avaliados somente para a espécie alvo. A espécie *Vellozia epidendroides* apresentou 100% de sobrevivência. *Cipocereus minensis* apresentou sobrevivência de 66,67% (em mix com *V. epidendroides* e *A. molinioides*) e 100% (em mix com *V. epidendroides* e *V. resinosa*). Os diferentes tratamentos não interferiram na sobrevivência e altura de *Vellozia epidendroides*, mas diferiram no índice de clorofila total. A reintrodução de espécies de campo rupestre mostrou-se técnica viável, sendo *V. epidendroides* juntamente com *V. resinosa*, possíveis facilitadoras ao estabelecimento de *C. minensis*, que apresentou dificuldade de sobrevivência nos plantios em núcleo contendo todas as espécies.

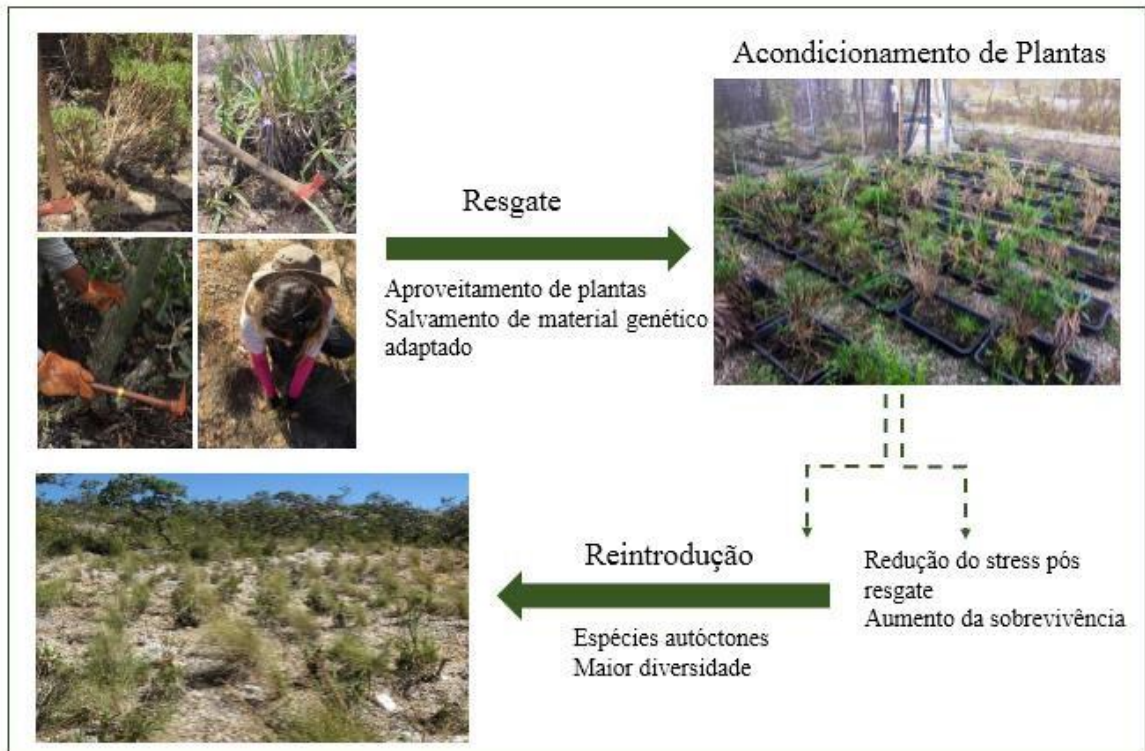
Palavras-Chave: Campo rupestre, facilitação, reintrodução de espécies, restauração ecológica

ABSTRACT

The rupestrian grasslands are phytophysiognomies found along the Serra do Espinhaço, holding high species richness and endemism. *Vellozia epidendroides* is one of the predominant species of rupestrian grassland, has tolerance to desiccation and possible facilitating potential to other species. However, human activities such as mining contribute to the degradation of these environments, suppressing native vegetation, altering the soil and microbiota characteristics. Thus, the objective of this work was to evaluate the influence of different planting models on the survival, growth and physiology of *Vellozia epidendroides* and native species reintroduced in an area of quartzite rupestrian grassland. For example, *Vellozia epidendroides* was reintroduced as target species in seven mix compositions (species), with *Vellozia resinosa*, *Cipocereus minensis* and *Apochloa molinioides*. The design used was in randomized blocks, with randomized treatments. Survival was evaluated for all species that make up the mix, the initial and final height, used to obtain the increment, and the chlorophyll *a*, *b* and total indices were evaluated only for the target species. The species *Vellozia epidendroides* presented 100% survival. *Cipocereus minensis* presented 66,67% survival (in mix with *V. epidendroides* and *A. molinioides*) and 100% (in mix with *V. epidendroides* and *V. resinosa*). The different treatments did not interfere with *Vellozia epidendroides* survival and height, but differed in the total chlorophyll index. The reintroduction of rupestrian grassland species proved to be a viable technique, with *V. epidendroides* together with *V. resinosa*, possible facilitators for the establishment of *C. minensis*, which had difficulty surviving in core plants that are with all the species.

Keywords: Rupestrian grassland, facilitation, species reintroduction, ecological restoration

RESUMO GRÁFICO:



1 INTRODUÇÃO

Os campos rupestres são considerados hotspots de biodiversidade, abrigando mais de 6000 espécies, com até 90% de endemismo (GIULIETTI et al., 1997; SILVEIRA et al., 2016). A alta biodiversidade e endemismo dos campos rupestres estão intrinsecamente influenciados pelo complexo de diferentes habitats, diversidade de microclimas, antiguidade da rocha mãe, condições de solo e microclima extremos em um espaço marcado pelas variações altitudinais e de exposição ao sol e umidade (ALVES et al., 2014; BARBOSA et al., 2015; FERNANDES, 2016, SILVEIRA et al., 2016).

Apesar da sua importância para a proteção de uma diversidade ímpar, esses ecossistemas estão desaparecendo rapidamente devido a atividades antrópicas, com destaque para a mineração, junto com a construção de estradas (CONCEIÇÃO et al., 2015; FERNANDES et al., 2016, 2018; PENA et al., 2017). A mineração causa danos severos ao ambiente, alterando as características do solo e retardando os processos de sucessão natural (COUTINHO et al., 2019a). Assim, além da conservação dos remanescentes preservados é necessária a restauração das áreas onde a mineração foi concluída (LE STRADIC et al., 2014; FERNANDES et al., 2016).

No entanto, a restauração desses ecossistemas é um grande desafio para a ciência, pois não existem técnicas consagradas que possam ser aplicadas para a recuperação de todos os atributos florísticos dos campos rupestres (FERNANDES et al., 2016; PILON et al., 2018). Embora alguns avanços tenham sido alcançados, ainda há uma escassez de informações a longo prazo sobre a sobrevivência das espécies introduzidas em áreas rupestres (GOMES et al., 2015, 2017).

O resgate e salvamento de plantas mostram-se viáveis para auxiliar essa dificuldade na produção de mudas, garantindo a preservação do material genético local (ARRUDA et al., 2010; SANTOS et al., 2019). No entanto, pouco se sabe sobre o comportamento das espécies após o resgate e seu uso após o sucesso na aplicação dessa técnica (SANTOS et al., 2019). Nesse sentido, a reintrodução mostra-se técnica promissora, possibilitando uso de espécies adaptadas às condições de alcalinidade e pobreza nutricional comum do campo rupestre (BENITES et al., 2007; LE STRADIC et al., 2014; SCHAEFER et al., 2016).

Dentre as espécies típicas do campo rupestre, aquelas do gênero *Vellozia* se destacam pela sua abundância, distribuição espacial ocupando todos os habitats do ecossistema, bem como pelo grau de endemismo e tolerância ao ambiente adverso (SILVEIRA et al., 2016;

JOAQUIM et al., 2018; MOTA et al., 2018; REXROTH et al., 2019). Em alguns habitats a espécie domina a paisagem formando densas manchas populacionais.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência de diferentes modelos de plantio, composto por mix de espécies, na sobrevivência, crescimento e ecofisiologia da espécie *V. epidendroides* reintroduzida em área de campo rupestre quartzítico. Consideramos *V. epidendroides* como espécie alvo devido a sua predominância nos campos rupestres, tolerância a seca, relação com microrganismos e possível potencial facilitador as demais espécies.

Adicionalmente, consideramos como modelos de plantio a combinação de *V. epidendroides* com diferentes conjuntos de espécies, quais sejam: T1 *V. epidendroides*, T2: *V. epidendroides* e *V. resinosa*; T3: *V. epidendroides*, *C. minensis* e *A. molinioides*; T4: *V. epidendroides*, *C. minensis*; T5: *V. epidendroides*, *V. resinosa*, *C. minensis*; T6: *V. epidendroides*, *V. resinosa*, *A. molinioides*; T7: *V. epidendroides*, *V. resinosa*, *C. minensis* e *A. molinioides*. Nossas hipóteses são de que: a) A sobrevivência, crescimento e performance ecofisiologica de *V. epidendroides* varia com as diferentes composições de espécies do mix.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Localização e caracterização da área de estudo

A alta fragmentação natural dos campos rupestres favorece o alto endemismo deste ecossistema, onde a precipitação anual varia de 800 mm a 1500 mm, podendo ocorrer de dois a seis meses sem chuva (WERNECK; SANTO, 2002; ALVES et al., 2014; SILVEIRA et al., 2016). No campo rupestre as famílias Eriocaulaceae, Velloziaceae, Poaceae, Orchidaceae, Melastomataceae, Asteraceae e Fabaceae estão entre as mais abundantes (ALVES; KOLBEK, 2010, Motta et al. 2018).

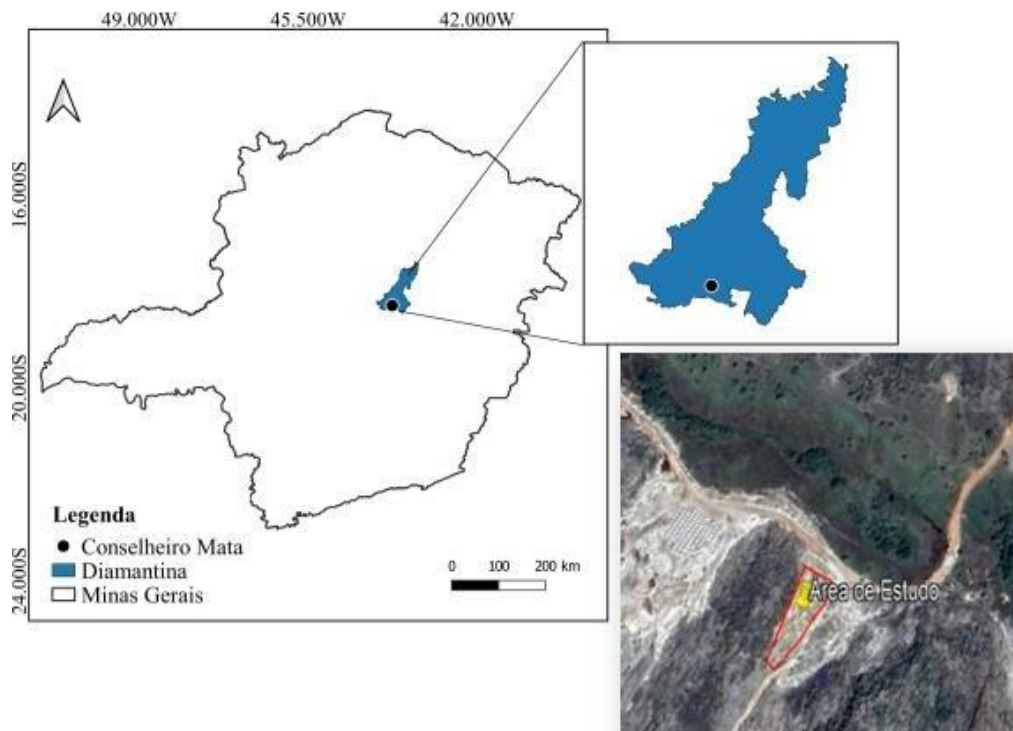
A reintrodução das espécies ocorreu em área de campo rupestre quartzítico, degradada por mineração de rochas quartzíticas. Localizada na direção sudoeste do município de Diamantina, nas coordenadas (18°29'41.54''S, 43°76'34.70''O), a 1280 m de altitude (Mapa 1), os direitos minerais da área atualmente pertencem à empresa Mineração Corcovado Granitos (Figura 1).

O acesso à área é por meio da Rodovia MG 220, que liga Diamantina ao distrito de Conselheiro Mata. O distrito é integrante da Serra do Espinhaço Meridional, e apresenta clima Cwb de acordo com a classificação de Köppen, o que constitui duas estações bem definidas, sendo uma seca com temperaturas mais amenas e outra úmida com temperaturas mais elevadas (SÁ JUNIOR et al., 2012). O período de maior precipitação é compreendido entre os meses de novembro a fevereiro, podendo representar até 60% da precipitação anual, que chega a 1558 mm (SÁ JUNIOR et al., 2012; DOSSIN et al., 2018).

Figura 1- Área de campo rupestre quartzítico liberada para exploração de rochas quartzíticas no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina, Minas Gerais



Mapa 1- Mapa de localização da área de reintrodução das espécies, em campo rupestre quartzítico no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina, Minas Gerais



FONTE: Do autor (2020)

2.2 Resgate das espécies

O resgate das espécies utilizadas na composição dos tratamentos compostos de mix de espécies nativas foi realizado em novembro de 2017. O resgate foi realizado de forma aleatória em área destinada à supressão da vegetação nativa e liberada para exploração de rochas quartzíticas pela Corcovado mineração. O resgate de *Vellozia epidendroides*, *Vellozia resinosa* e *Apochloa molineoides* foi realizado de forma mecânica com auxílio de pás de jardinagem, picareta e enxada. O resgate de *Cipocereus minensis* foi realizado com auxílio de pá de jardinagem e picareta, e quando necessário o corte na base com auxílio de facão (veja SANTOS (2018) (Figura 3).

Os mix de espécies (tratamentos) foram estabelecidos em bandejas de polietileno (caixa de massa) com medidas de 50cm x 36cm, utilizando-se o solo da própria área de resgate. Após o resgate e acondicionamento nas bandejas, as mesmas foram transportadas para o Centro Integrado de Propagação de Espécies Florestais (CIPEF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), em Diamantina, sendo instaladas em casa de vegetação e mantidas por um período de 12 meses (LIMA, 2019).

Figura 3- Procedimentos para resgate de *Vellozia epidendroides* (a), *Vellozia resinosa* (b), *Cipocereus minensis* (c) e *Apochloa molinioides* (d) em área de campo rupestre quartzítico



FONTE: Lima (2019).

Sete tratamentos foram montados, nos quais variaram a composição das espécies do mix. Todavia, todos continuam a espécie *Vellozia epidendroides*, conforme descrito na tabela 1. Uma planta de cada espécie foi utilizada nos mix, de acordo com o tratamento.

Tabela 1- Tratamentos (mix de espécies), utilizados na reintrodução de *Vellozia epidendroides*, em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG

Tratamentos	Mix de espécies
T1	<i>Vellozia epidendroides</i>
T2	<i>Vellozia epidendroides</i> + <i>Vellozia resinosa</i>
T3	<i>Vellozia epidendroides</i> + <i>Cipocereus minensis</i> + <i>Apochloa molinioides</i>
T4	<i>Vellozia epidendroides</i> + <i>Cipocereus minensis</i>

T5	<i>Vellozia epidendroides</i> + <i>Vellozia resinosa</i> + <i>Cipocereus minensis</i>
T6	<i>Vellozia epidendroides</i> + <i>Vellozia resinosa</i> + <i>Apochloa molinioides</i>
T7	<i>Vellozia epidendroides</i> + <i>Vellozia resinosa</i> + <i>Cipocereus minensis</i> + <i>Apochloa molinioides</i>

Ao final do período de 12 meses, as plantas foram submetidas ao processo de rustificação, a fim de preparar os indivíduos às condições de campo. Posteriormente, apenas as bandejas que apresentaram todos os indivíduos vivos foram selecionados para a reintrodução. Em seguida, as bandejas foram transportadas até o local da reintrodução.

2.3 Reintrodução e implantação do experimento

2.3.1 Caracterização do substrato do local de resgate

Três amostras simples de 0 a 10 cm de profundidade do solo foram coletadas com trado, e misturadas homogeneamente para formar uma composta de cada tratamento por bloco. Assim, sete amostras compostas por bloco foram obtidas, somando um total de 21 amostras. Essas amostras foram secas em temperatura ambiente e posteriormente, passadas em peneira com malha de 2 mm. As análises do substrato foram realizadas seguindo as metodologias propostas pela Empresa Brasileira de Agropecuária (EMBRAPA, 1997).

As amostras finas secas ao ar, foram cachimbadas em quantidades de 10 cm³ e transferidas para recipientes próprios para a realização das análises. O pH em água, teor de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio trocável (Al), acidez potencial (H+ Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7.0 (T), saturação por alumínio (m), saturação por bases (V) e matéria orgânica (Mo), são apresentadas na tabela 2.

Tabela 2- Caracterização do substrato utilizado na reintrodução de *Vellozia epidendroides* em diferentes modelos de plantio em núcleo (mix de espécies), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG

Atributos	Tratamentos						
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
pH (H ₂ O)	4.55	4.56	4.48	4.48	4.39	4.42	4.46
P (mg/dm ³)	3.66	2.41	2.67	3.18	3.05	2.54	2.80
K (mg/dm ³)	13.16	36.45	29.80	23.14	16.49	19.82	33.12
Ca (Cmolc/dm ³)	0.19	0.16	0.19	0.18	0.13	0.16	0.19
Mg (Cmolc/dm ³)	0.10	0.08	0.09	0.07	0.07	0.08	0.09
Al (Cmolc/dm ³)	2.67	2.62	3.06	2.93	2.89	2.90	3.01
H+Al	17.83	17.71	18.86	21.54	18.00	18.32	19.78
SB (Cmolc/dm ³)	0.32	0.33	0.35	0.31	0.24	0.29	0.36
t (Cmolc/dm ³)	2.99	2.95	3.41	3.23	3.13	3.20	3.36
T (Cmolc/dm ³)	18.16	18.04	19.21	21.84	18.24	18.64	20.13
m (%)	88.70	88.87	89.57	90.38	92.49	90.94	89.13
V (%)	1.85	1.83	1.81	1.43	1.31	1.56	1.81
Mo (dag/Kg)	3.73	4.25	3.84	4.03	3.92	3.96	3.78

pH(H₂O): pH em água, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio, H+Al: acidez potencial, SB: soma de bases, t: capacidade de troca de cátions efetiva, T: capacidade de troca de cátions a pH 7, m: saturação de alumínio, V: saturação por bases, Mo: Matéria orgânica

2.3.2 Implantação e condução do Experimento

A implantação do experimento ocorreu ao final de novembro de 2018, período chuvoso para a região. Covas retangulares, com tamanho aproximado das bandejas, foram abertas com auxílio de enxada a fim de facilitar o plantio das espécies. Para o plantio, os mix (tratamentos), foram retirados das bandejas, onde formaram pequenos tapetes, sustentados pelo solo e sistema radicular, e reintroduzidos imediatamente na área (Figura 4). O delineamento experimental utilizado foi blocos ao acaso, com tratamentos aleatorizados, composto por três blocos de 7m x 3m (21m²), com 21 parcelas de 1m x 1m(1m²).

Cada mix de espécies foi plantado no centro dessas covas, mantendo uma distância aproximada de 50 cm de cada tratamento. Os blocos foram compostos pelos sete tratamentos, com três replicas em cada bloco.

Figura 4- Montagem do experimento de reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG



Em que: (a) abertura das covas; (b) retirada da bandeja; (c e d) plantio do mix de espécies

FONTE: Do Autor (2018)

2.4 Variáveis mensuradas

2.4.1 Sobrevivência

A taxa de sobrevivência da espécie *V. epidendroides* e demais espécies: *Vellozia resinosa*, *Cipocereus minensis* e *Apochloa molinioides* foi avaliada mensalmente por um período de 420 dias (dezembro de 2018 a janeiro de 2020). A porcentagem de sobrevivência foi obtida a partir do número de indivíduos vivos em cada tratamento ao final do experimento. Para tal, foram considerados mortos os indivíduos sem folhas e com caule seco (Velloziaceae), estrutura oca e seca para Cactaceae e folhas secas para a Poaceae. Para a análise descritiva da sobrevivência ao longo do tempo foram considerados os tempos 0, 90, 180, 270 e 360 dias após a reintrodução.

2.4.2 Incremento

Para o incremento em altura (cm) de *V. epidendroides* foram consideradas somente a altura inicial (t0, início) e a altura final, (t14, aos 420 dias). A altura foi obtida com o auxílio de uma trena, medindo do solo até o maior ápice foliar, sendo descontada a altura final da inicial, considerando assim somente o incremento aos 420 dias após a reintrodução.

2.4.3 Número de brotações

O número de brotações, com exceção da espécie *Apochloa molinioides*, foi obtido a partir da contagem de brotações de cada espécie, dentro de cada tratamento aos 420 dias após a reintrodução (t14).

2.4.4 Clorofila

O índice de clorofila *a*, *b* e total foi mensurado somente para a espécie *V. epidendroides*. A mensuração do índice de clorofila foi realizada com o auxílio do medidor portátil ClorofiLOG1030® (Falker, 2008), por se tratar de um método não destrutivo e de baixo custo. As respostas às medições são dadas em valores adimensionais.

As leituras foram procedidas no período da manhã (8h:00 às 10h:00), sendo realizada em apenas uma folha da espécie em cada tratamento. A escolha da folha para a leitura do índice de clorofila, ocorreu de forma sistemática, sendo escolhida a maior folha na posição leste da planta. Duas leituras foram realizadas na mesma folha, e a média dessas duas repetições foi utilizada para as análises.

As leituras realizadas ao final do experimento (t14) e aquelas realizadas ao final da estação seca (t5 e t6, abril e maio) e início da estação chuvosa (t11 e 12, outubro e novembro), foram selecionadas para a análise do índice de clorofila total. Para o índice de clorofila *a* e *b*, foram utilizadas as leituras do final da estação seca (t5, t6) e início da estação chuvosa (t11 e t12). Para as diferentes estações, a análise foi realizada em esquema de parcelas subdivididas no tempo.

2.4.5 Análise dos dados

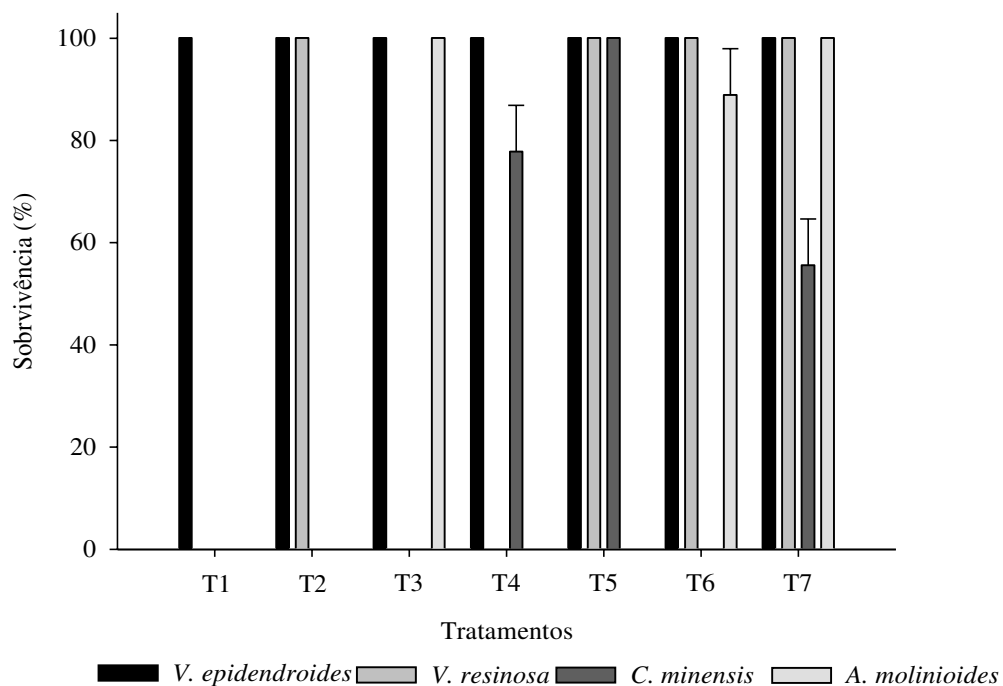
Para a análise estatística, as pressuposições de normalidade (teste de Shapiro-Wilk), independência dos resíduos (teste de Durbin Watson) e homocedasticidade (teste de Bartlett)

foram testadas, utilizando o teste F a 5% de significância para a análise de variância (ANOVA). Quando as pressuposições não foram atendidas, foi realizada a transformação dos dados pela metodologia Box-Cox. Quando a análise estatística mostrou se significativa, foi realizado o teste de média, pelo teste de Tukey, a 95% de probabilidade. Quando não houve interação ou os dados não mostraram se significativos, os mesmos foram explicados por estatística descritiva, com base na análise e interpretação dos dados por meio da elaboração de gráficos e tabelas. Para os índices de clorofila nas diferentes estações, foi utilizado o delineamento em esquema de parcelas subdivididas no tempo. Todos os testes estatísticos foram realizados, com o auxílio do software estatístico gratuito R (DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) e o pacote adicional ExpDes. pt versão 1.2.0 (FERREIRA et al., 2018).

3 RESULTADOS

A espécie *V. epidendroides* obteve 100% de sobrevivência em todos os tratamentos (mix de espécies) aos 420 dias após a reintrodução em área degradada por mineração de rochas quartzíticas. A espécie *V. resinosa* também apresentou 100% de sobrevivência nos quatro tratamentos na qual estava presente (T2, T5, T6 e T7). *Cipocereus minensis*, apresentou 100% de sobrevivência quando reintroduzido somente com *V. epidendroides* e *V. resinosa*. *Apochloa molinioides* apresentou maior sobrevivência quando reintroduzida com *V. epidendroides* e *C. minensis* (T3) e quando associada a todas as espécies (T7), (Figura 5).

Figura 5- Porcentagem de sobrevivência por espécie aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG



Em que: Linhas verticais representam o desvio padrão. T1: *Vellozia epidendroides*, T2: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*

A porcentagem de sobrevivência dos mix de espécies variou de 66,67 a 100% entre os tratamentos ($p < 0,05$). Os blocos não diferiram entre si para a sobrevivência dos mix ($p > 0,05$) (Tabela 3). A menor porcentagem de sobrevivência (66,67%) foi observada no tratamento T3 (*V. epidendroides* + *C. minensis* + *A. molinioides*). Nos demais tratamentos a porcentagem de sobrevivência foi superior a 80%. (Figura 6). O mesmo foi observado ao longo de cinco amostragens (Figura 7).

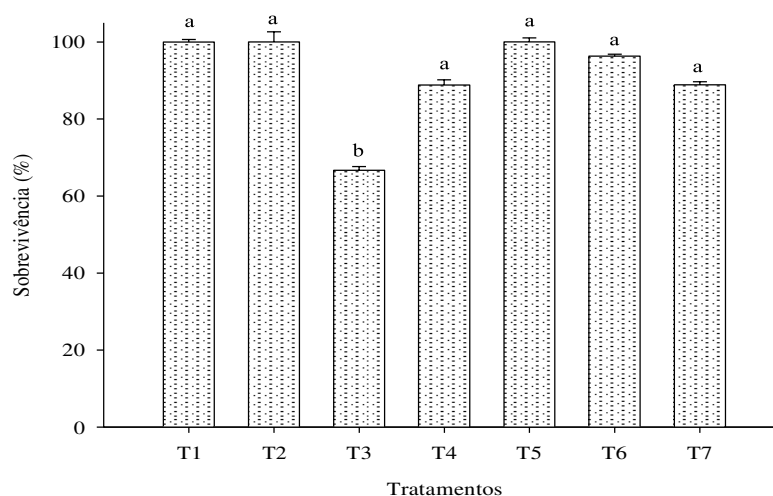
Tabela 3- Análise de variância (ANOVA) da sobrevivência dos mix de espécies, aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG

FV	GL	SQ	QM	Pr>FC
Tratamento	6	2539,22	423,20	0,00002*
Bloco	2	59,27	24,64	0,359
Resíduo	12	264,65	22,05	
Total	20	2853,13		

CV= 5,16%

Em que: * Valor de F significativo a 5% de probabilidade de erro; FV= Fonte de variação; GL= Grau de liberdade; SQ= Soma de quadrado; QM= Quadrado médio.

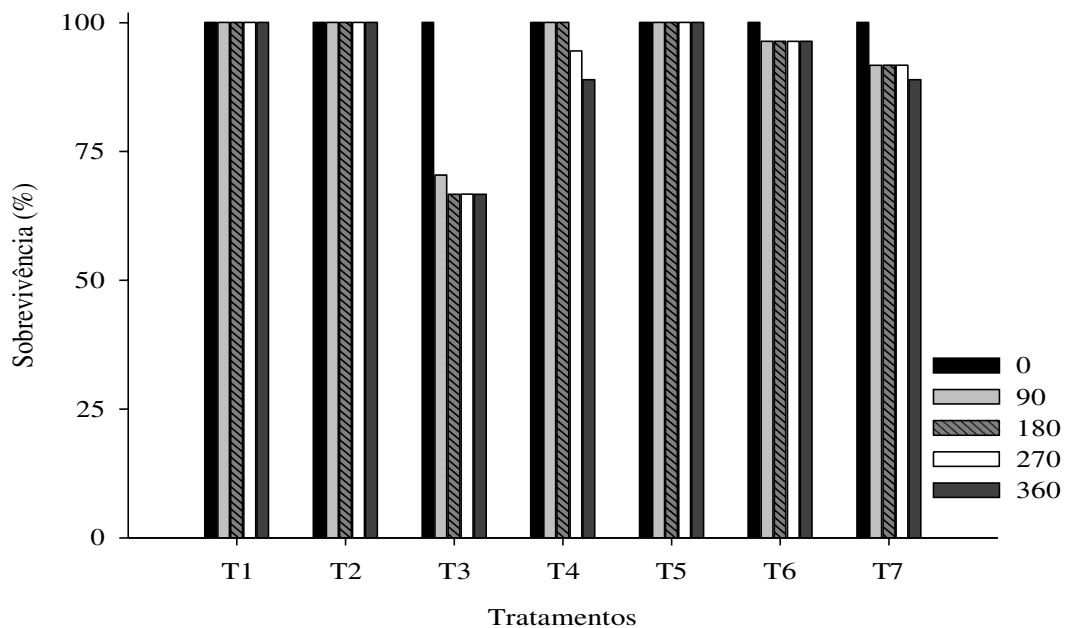
Figura 6- Porcentagem de sobrevivência dos mix de espécies, com suas respectivas médias e erro padrão, aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG



Em que: Médias seguidas de letra igual não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância. Linhas verticais representam o erro padrão. T1:*Vellozia epidendroides*; T2:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3:*Vellozia*

epidendroides + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4:*Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*

Figura 7- Variação da porcentagem de sobrevivência por tratamento ao longo do tempo, após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG



Em que: T1:*Vellozia epidendroides*; T2:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3:*Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*

O incremento em altura (cm) da espécie *V. epidendroides* não variou ao longo do experimento ($p > 0,05$), independente dos tipos de mix de espécies. Os blocos não diferiram entre si para o incremento em altura (Tabela 4). As médias dos tratamentos podem ser observadas na (Figura 8).

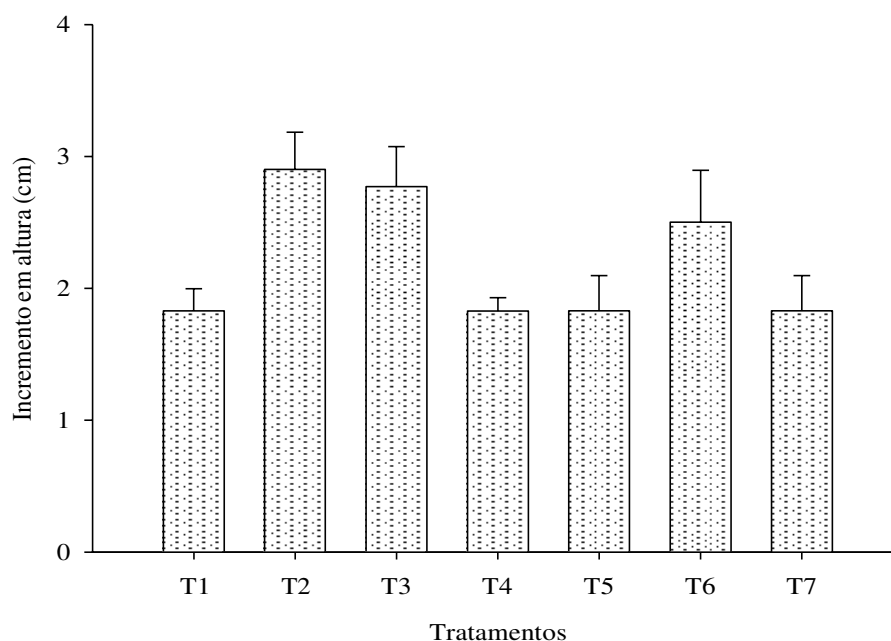
Tabela 4- Análise de variância (ANOVA) do incremento em altura (cm) da espécie *Vellozia epidendroides* por tratamento, aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG

FV	GL	SQ	QM	Pr>FC
Tratamento	6	4,3124	0,71873	0,50423
Bloco	2	1,3400	0,67000	0,44275
Resíduo	12	9,2133	0,76778	
Total	20	14,8657		

CV= 39,57 %

Em que: FV= Fonte de variação; GL= Grau de liberdade; SQ= Soma de quadrado; QM= Quadrado médio.

Figura 8- Médias do incremento em altura de *Vellozia epidendroides* por tratamento aos 420 dias após a reintrodução, em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG



Em que: Linhas verticais representam o erro padrão. T1: *Vellozia epidendroides*; T2: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*

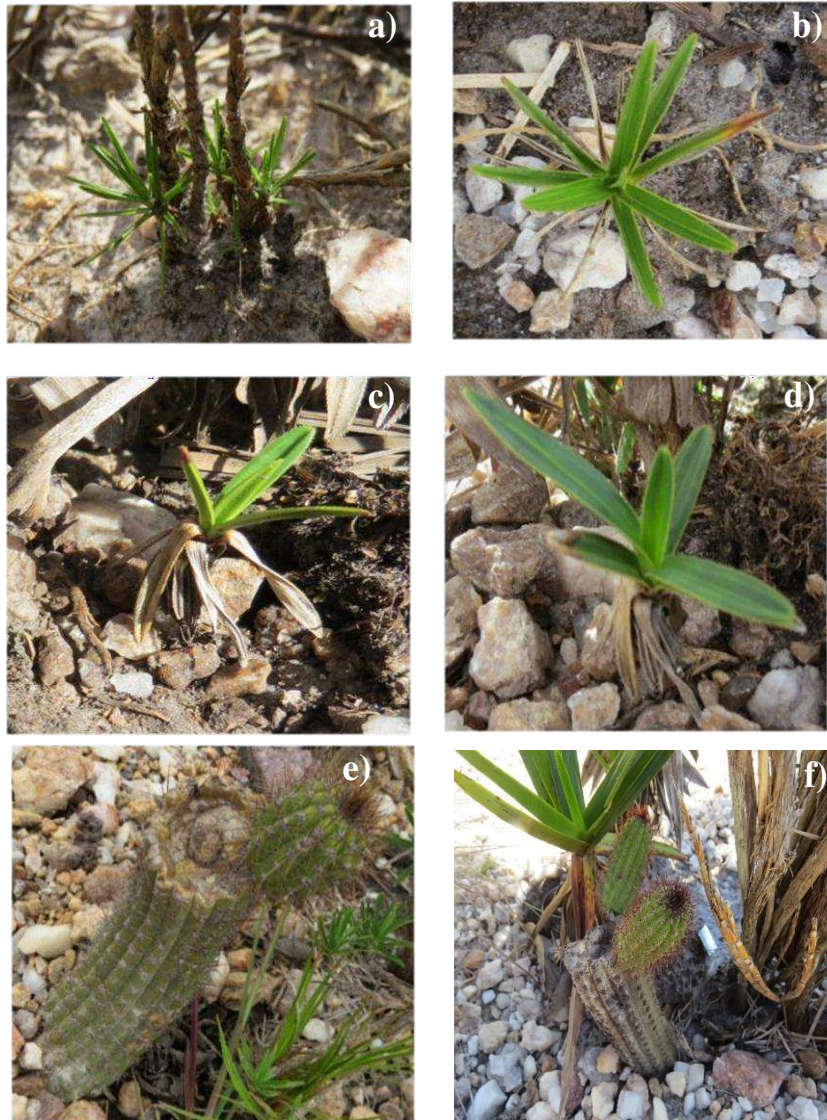
O maior número de brotações de *V. epidendroides* aos 420 dias após a reintrodução (t14), ocorreu no tratamento com todas as espécies. *Vellozia resinosa* apresentou o maior número de brotações quando em associação somente com a espécie congênica *V. epidendroides*. O cactus *C. minensis*, apresentou o maior número de brotações quando associado somente com as duas espécies de *Vellozia* (Tabela 5). As brotações de *V. epidendroides*, *V. resinosa* e *C. minensis* podem ser observadas na figura 9.

Tabela 5- Número de brotações por espécie aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG

Espécies	Tratamentos						
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
<i>V. epidendroides</i>	0	2	0	2	0	2	6
<i>V. resinosa</i>	–	5	–	–	0	3	1
<i>C. minensis</i>	–	–	0	0	5	–	0

Em que: T1: *Vellozia epidendroides*; T2: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*

Figura 9- Detalhe das brotações de *Vellozia epidendroides*, *Vellozia resinosa* e *Cipocereus minensis* aos 420 dias após a reintrodução, em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG



Em que: (a, b) brotações de *Vellozia epidendroides*; (c, d) brotações de *Vellozia resinosa*; (e, f) brotações de *Cipocereus minensis*. Fonte: Do Autor (2020).

O índice de clorofila total diferiu aos 420 dias (t14) após a reintrodução ($p < 0,05$) para os diferentes tratamentos (mix de espécies). Os blocos não diferiram entre si para o índice de clorofila total ($p > 0,05$), (Tabela 6). As médias do índice de clorofila total são representadas na figura 10.

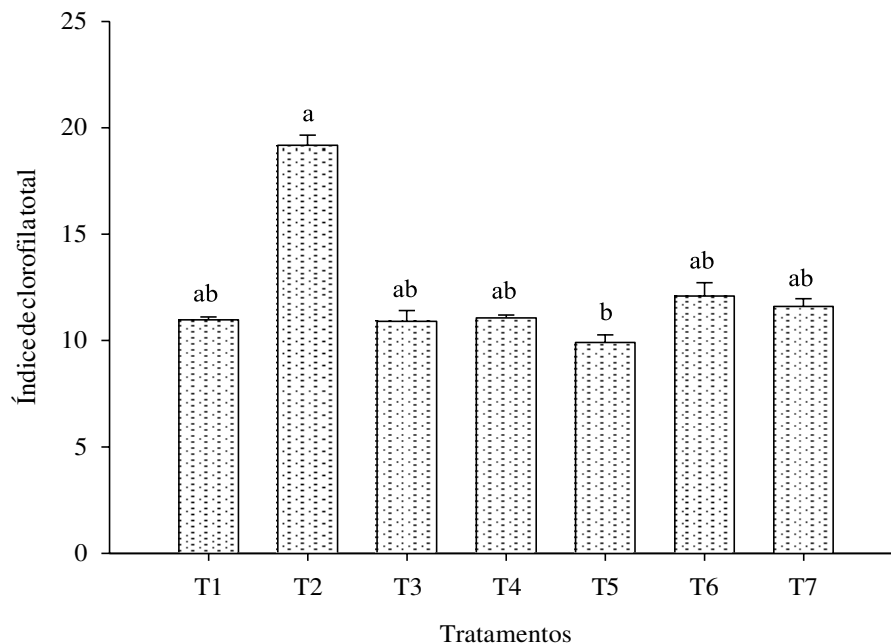
Tabela 6- Análise de Variância (ANOVA) do índice de clorofila total por tratamento aos 420 dias após a reintrodução em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG

FV	GL	SQ	QM	Pr > Fc
Tratamento	6	176,031	29,3386	0,03261*
Bloco	2	5,643	2,8214	0,72476
Resíduo	12	102,377	8,5314	
Total	20	284,051		

CV= 23,86 %

Em que: * Valor de F significativo a 5% de probabilidade de erro; FV: Fonte de variação; GL: Grau de liberdade; SQ: Soma de quadrado; QM: Quadrado médio.

Figura 10- Médias do índice de clorofila total por tratamento aos 420 dias após reintrodução, em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG



Em que: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância. Linhas verticais representam o erro padrão. T1: *Vellozia epidendroides*, T2: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7: *Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*

O índice de clorofila total não diferiu ($p > 0,05$) nas diferentes épocas do ano, ao final da estação seca (t5 e t6, abril e maio) e início da estação chuvosa (t10 e t11, outubro e novembro). Os blocos diferiram entre si para o índice de clorofila total nas diferentes estações ($p < 0,05$) (Tabela 7). Os valores médios do índice de clorofila total por tratamento na estação seca (t5, t6) e chuvosa (t10, t11) estão representados na figura 11^A e 11^B, respectivamente.

Tabela 7- Análise de variância (ANOVA) do índice de clorofila total ao final da estação seca (abril e maio) e início da estação chuvosa (outubro e novembro), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG

FV	GL	SQ	QM	Pr>Fc
Tratamento	6	59,42	7	0,56971
Bloco	2	137,08	6	0,01786*
Erro a	12	143,41	3	
Tempo	1	0,91	2	0,82597
Tratamento * Tempo	6	115,04	5	0,43296
Erro b	14	254,48	4	
Total	41	710,35		

CV 1= 27,29 %

CV 2= 33,66%

Em que: *Valor de F significativo a 5% de probabilidade de erro; FV: fonte de variação; GL: grau de liberdade; QM: Quadrado médio.

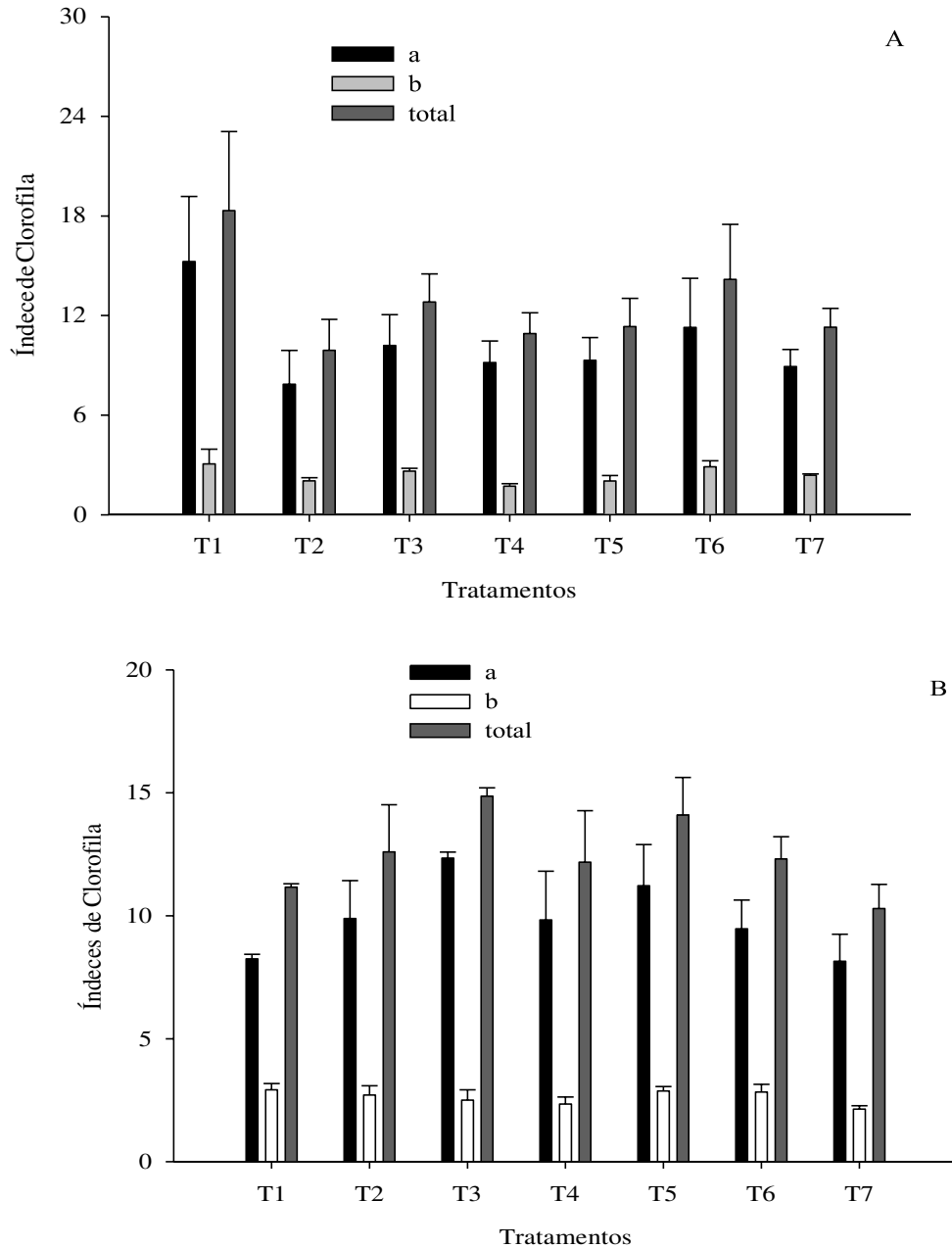
Os índices de clorofila *a* e *b* não diferiram ($p > 0,05$) para as diferentes épocas do ano, ao final da estação seca (abril e maio) e início da estação chuvosa (outubro e novembro), não havendo interação entre os índices de clorofila *a* e *b* e as diferentes épocas do ano (Tabela 8). Os valores médios dos índices de clorofila *a*, *b* e total por tratamento na estação seca e chuvosa estão representados na figura 11^A e 11^B, respectivamente.

Tabela 8- Análise de variância (ANOVA) do índice clorofila *a* e *b*, ao final da estação seca (abril e maio) e início da estação chuvosa (outubro e novembro), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina-MG

Clorofila a				
FV	GL	SQ	QM	Pr>Fc
Tratamento	6	50,80	7	0,71455
Bloco	2	94,74	6	0,06575
Erro a	12	165,02	4	
Tempo	1	1,67	2	0,71877
Tratamento *Tempo	6	96,95	5	0,31618
Erro b	14	172,95	3	
Total	41	582,12	1	
CV 1= 36,79%				
CV 2= 34,87%				
Clorofila b				
FV	GL	SQ	QM	Pr>Pc
Tratamento	6	3,9334	7	0,3953
Bloco	2	0,7373	3	0,5428
Erro a	12	6,8785	5	
Tempo	1	0,5881	6	0,3192
Tratamento*Tempo	6	1,9353	2	0,7369
Erro b	14	7,7184	4	
Total	41	21,7910	1	
CV 1= 30,19%				
CV 2= 29,61%				

Em que: FV: fonte de variação; GL: grau de liberdade; QM: Quadrado médio.

Figura 11- Médias do índice de clorofila *a*, *b* e total por tratamento ao final da estação seca (A) e início da estação chuvosa (B), em área de campo rupestre quartzítico, no distrito de Conselheiro Mata, Diamantina- MG



Em que: Linhas verticais representam o erro padrão. T1:*Vellozia epidendroides*, T2:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa*; T3:*Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*; T4: *Vellozia epidendroides* + *Cipocereus minensis*; T5:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis*; T6:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Apochloa molinioides*; T7:*Vellozia epidendroides* + *Vellozia resinosa* + *Cipocereus minensis* + *Apochloa molinioides*

4 DISCUSSÃO

A alta sobrevivência de *Vellozia epidendroides* e *Vellozia resinosa* em todos os tratamentos possivelmente se deve a tolerância a dessecação encontrada no gênero *Vellozia* e sua criação de rizosporos e raízes vellozioides, que otimizam a absorção de nutrientes, especialmente fósforo (LUTTGE et al., 2007; CAMARGO et al., 2019; ABRAHÃO et al., 2020).

A tolerância ao estresse é consequência das estratégias adaptativas das plantas para a absorção e translocação de nutrientes, eficiência de uso, garantindo elevada produtividade (ABRAHÃO et al., 2020). A eficiência na translocação de nutrientes pode chegar a até 92% em Velloziaceae (ABRAHÃO et al., 2019).

A rápida absorção de água da neblina, e a floração em período chuvoso, contribuem para estabelecimento dessa família em ambientes extremos, com escassez de água e variações térmicas, como os campos rupestres (ALVES; KOLBEK, 2010; ALCANTARA et al., 2015). No entanto, essas estratégias variam entre as espécies, mesmo entre aquelas pertencentes à mesma família e gênero (NAIDOO et al., 2009). Essa variação entre as espécies, explica a melhor condição visual de *Vellozia epidendroides* observada em campo, quando comparada à *Vellozia resinosa*. Possivelmente *V. epidendroides* possua maior resiliência e velocidade de recuperação, após períodos de seca.

Plantas tolerantes a dessecação, conseguem estagnar suas atividades, ficando aparentemente mortas, com inibição da assimilação de carbono, e restabelecendo suas atividades pouco tempo após a reidratação (OLIVEIRA et al., 2016). Além disso, as resinas de revestimento foliar, presentes no gênero *Vellozia*, atuam na proteção contra herbivoria, fotoproteção e/ou termoregulação, auxiliando na tolerância a elevada irradiância e eficiência no uso da água (MARTINS; PAIVA, 2016), características relevantes em ambientes rupestres.

O índice de clorofila total nas diferentes estações não diferiu, possivelmente devido a presença de parênquima aquífero em *V. epidendroides*, que possibilita o acúmulo de água, favorecendo a resistência e sobrevivência em períodos de seca (ALCANTARA et al., 2018). Um maior parênquima aquífero, como o observado em *V. epidendroides* (APÊNDICE II), além de armazenar água, reduz a perda da mesma, pois promove a redução na taxa de respiração. Além disso, o conjunto de células formadoras desse tecido parenquimático, atuam como protetoras do parênquima clorofiliano, impedindo a foto-oxidação do mesmo quando a intensidade luminosa é muito alta (PEREIRA et al., 2013; BLANK et al., 2018).

O parênquima aquífero também foi encontrado por Alcantara et al. (2018) em *Vellozia compacta*, *Vellozia remirii* e *Barbacenia involucrata*. Segundo o autor, esse tecido parenquimático, é reflexo do processo evolutivo para tolerar a dessecação, devido ao armazenando de água nas folhas, o que assegura uma vantagem competitiva a família Velloziaceae. A tolerância a seca e dessecação, presente no gênero *Vellozia*, explica a alta sobrevivência de *Vellozia epidendroides* e *Vellozia resinosa*, nos diferentes tratamentos.

A maior mortalidade de *C. minensis* em tratamentos associado a muitas espécies, em especial com *Apochloa molinioides*, demonstra a dificuldade de estabelecimento da espécie na formação de micro habitats. O mesmo foi observado quando os tratamentos após o resgate, foram mantidos em casa de vegetação, com diferentes níveis de sombreamento (LIMA, 2019). A maior sobrevivência de *C. minensis* foi observada na presença das Velloziáceas, que podem ter favorecido o cacto devido ao sombreamento e promovido redução na temperatura e aumento da umidade (VIEIRA et al., 2018; SANTOS et al., 2019). A maior sobrevivência de *Cipocereus minensis* após resgate, foi obtida sob nível de sombreamento de 80% quando a espécie foi transplantada sozinha (SANTOS, 2018) e sob nível de 70%, quando a mesma foi transplantada como espécie alvo, em um mix de espécies contendo como espécies companheiras, *Vellozia epidendroides*, *Vellozia resinosa* e *Apochloa molinioides* (LIMA, 2019), o que confirma a maior facilidade de estabelecimento da espécie sob condições de sombreamento.

A característica ácida do substrato, também contribuiu na mortalidade de *C. minensis*, que apresentou maior desenvolvimento em solos alcalinos (PAULA; RIBEIRO, 2008), e a maior mortalidade da espécie ocorreu no tratamento T3, que contém o maior teor de alumínio. A maior taxa de germinação, crescimento inicial e diâmetro de *C. minensis*, foi observado na utilização de substrato, com a mistura de solo, areia e esterco, na proporção 1:1:1, devido a menor acidez, maior drenagem e ausência de alumínio no substrato (LOPES, 2012), demonstrando adaptação da espécie a solos alcalinos.

Cipocereus minensis teve 100% de mortalidade apenas no tratamento que continha *A. molinioides* como uma das plantas companheiras, demonstrando o efeito negativo da interação interespecífica (KAYAL et al., 2011).

Ainda assim, *C. minensis* mostrou-se promissora para a reintrodução, uma vez que dos quatro tratamentos com uso da espécie, o mix *V. epidendroides* + *V. resinosa* + *C. minensis*, e o mix *V. epidendroides* + *V. resinosa* + *C. minensis* + *A. milinioides*, possibilitaram 100% e 55% de sobrevivência, respectivamente.

A média de sobrevivência para indivíduos reintroduzidos após um ano é de cerca de 52% (AMES et al., 2020).

Assim como a família Velloziaceae, as Cactáceas são adaptadas às condições extremas encontradas em áreas de campo rupestre, sendo capazes de tolerar a seca, principalmente devido ao seu metabolismo do ácido crassulaceano, conhecido como metabolismo CAM, que confere eficiência no uso da água, garantindo o fechamento estomático em dias quentes e secos (CORDERO et al., 2006; TAIZ et al., 2017).

A alta sobrevivência de *Apochloa molinioides* confirma o potencial dessa espécie, na reintrodução. Seu estabelecimento em solos pobres em nutrientes é garantido por sua eficiência na remobilização de nutrientes, como fósforo e nitrogênio (ABRAHÃO et al.; 2019; DIMSON; GUILLESPIRE, 2020). Gramíneas nativas, possuem enorme potencial de uso na restauração ecológica, pois promovem a rápida cobertura do solo, reduzindo os processos erosivos e a invasão por espécies exóticas (PORENSKI et al., 2014; PASSARETI et al., 2020). As gramíneas correspondem a cerca de 84% da biomassa acima do solo (MALAVIYA et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2020), contudo, são frequentemente substituídas por espécies exóticas, pela falta de conhecimento a respeito das mesmas (FIGUEIREDO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2020). A reintrodução de espécies herbáceas tem sido utilizada com sucesso na restauração de savanas (LE STRADIC et al., 2016; PILON, et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2020).

Em ambientes como dos campos rupestres, é comum que as espécies utilizem associações micorrízicas, ou adaptações radiculares para potencializar a absorção de água e nutrientes por vezes escassos (ABRAHÃO et al., 2019). Essa simbiose entre plantas e fungos, ocorre na rizosfera, fornecendo a planta maior absorção, crescimento, resistência à herbivoria e aumento da estabilidade edáfica (COUTINHO et al., 2019b). Associações com microrganismos, em área de campo rupestre, foram encontradas em *Vellozia epidendroides* e *Barbacenia macrantha* (CAMARGO et al., 2019). Estudos em mosaicos de solo, em área de campo rupestre e Cerrado, na Serra do Espinhaço, Brasil, confirmaram a associação de *Apochloa molinioides* com fungos micorrízicos arbusculares. Tais associações podem explicar os bons resultados desta pesquisa pois são comumente encontradas sob baixa disponibilidade de fósforo (ABRAHÃO et al., 2020), assim como do substrato utilizado nesse estudo.

A maior mortalidade por tratamento foi obtida no tratamento T3, composto pela combinação das espécies (*V. epidendroides* + *C. minensis* + *A. molinioides*), em função da maior mortalidade de *Cipocereus minensis*. O estabelecimento das espécies no campo é afetado por fatores como água, luz e temperatura, que agem sozinhos ou de forma conjunta, sendo responsáveis pela seleção natural e estratégias adaptativas (CHEIB; GARCIA, 2012). Em ambientes de estresse acentuado como o que ocorre nos campos rupestres e em ambientes minerados, pode haver interações positivas entre espécies em uma comunidade, havendo

facilitação de uma espécie ao crescimento e desenvolvimento de outra (BERTNESS; CALLAWAY, 1994; BERTNESS; LEONARD, 1997). Espécies facilitadoras, atuam nos processos populacionais, e conseqüentemente, nas plantas pertencentes à comunidade, especialmente em ambientes com estresse hídrico, proporcionando um microambiente favorável, auxiliando na sobrevivência, crescimento e estabelecimento das espécies (ROSAS; SOSA, 2008; HUGUES et al., 2016). O cacto colunar *Pilocereus leucocephalus* apresentou maiores taxas de sobrevivência quando associado à espécies lenhosas facilitadoras, que promoveram condições de sombreamento e umidade favoráveis à *Pilocereus leucocephalus* (ROSAS; SOSA, 2008). A hipótese aqui é de que Velloziáceas, desempenham papel facilitador para *Cipocereus minensis*.

A não diferença no incremento em altura para os tratamentos, pode ser explicada pelo crescimento lento, característico do gênero *Vellozia*. Esse crescimento lento, garante a planta maior eficiência no uso de recursos, translocação de nutrientes das partes senescentes e maior produção em componentes de defesa (WILLBY et al., 2001; NEGREIROS et al., 2016). De maneira geral, plantas de crescimento lento, possuem maiores porcentagens de sobrevivência e longevidade, quando comparadas àquelas de rápido crescimento. A tolerância à dessecação presente em *V. epidendroides*, têm como custo a menor produtividade, que reflete no menor crescimento (ALCANTARA et al., 2015; NEGREIROS et al., 2016).

A maior brotação de *Vellozia epidendroides*, quando comparada às demais espécies que compõem o mix, pode ser pelo investimento no crescimento radicular, que auxilia na captação de água e armazenamento de carboidratos, possibilitando a rebrota após a seca (OLIVEIRA et al., 2016). Esse armazenamento, garante a capacidade de rebrota, mesmo após incêndios (JOAQUIM et al., 2014).

O maior índice de clorofila total no tratamento T2, composto por *V. epidendroides* e *V. resinosa*, se deve possivelmente a interação favorável entre as espécies. Frequentemente os estudos de reintrodução, consideram apenas os fatores abióticos, ignorando a interação entre as espécies (CASTRO et al., 2016, AMES et al., 2020), o que corrobora com o ineditismo desse estudo. Algumas plantas, mesmo sobre prolongado período de seca, mantêm a normalidade do fotossistema II (FRANCO et al., 2007), e possivelmente *Vellozia epidendroides* mantém tal característica. Compostos como tocotrienóis e tocofenóis, foram encontrados nos tecidos fotossintéticos e folhas de *Vellozia gigantea*, que mostrou se resistente ao estresse foto-oxidativo (MORALES et al., 2014). Nos períodos de seca o ácido abscísico é importante nas estratégias adaptativas para a sobrevivência em períodos de estresse, atuando no fechamento estomático e acúmulo de vitamina E, que por sua vez exerce um papel fotoprotetor (DAVIES,

2010; MORALES et al., 2015). Possivelmente o mesmo pode ser observado para *Vellozia epidendroides*, da mesma família e gênero.

O índice de clorofila é um importante indicador do estado fisiológico da planta, por ser variável sensível a estresse ambientais, é relação direta no processo fotossintético (CATUNDA et al., 2005; TRINDADE et al., 2017; FERREIRA et al., 2018). Os períodos de seca promovem estresse às plantas, o que pode refletir na redução de clorofila e conseqüentemente, reduzir a eficiência fotossintética (FERREIRA et al., 2018), o que não foi observado para *V. epidendroides*. As espécies de campo rupestre, enfrentam drásticas mudanças na temperatura e precipitação (KLINK; MACHADO, 2005). Porém, algumas delas conseguem, adequar suas características morfofisiológicas as diferentes estações, devido à alta plasticidade (KUSTER et al., 2017).

Estudos a respeito das espécies nativas e endêmicas de campo rupestre são fundamentais para a conservação das mesmas e suas comunidades, bem como para a utilização na restauração ecológica dos ambientes degradados. As condições de estresse oferecidas pelos campos rupestres quartzíticos, exige que espécies adaptadas sejam utilizadas a fim de aumentar o sucesso da restauração e garantir a continuidade desses ambientes ímpares.

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- As espécies utilizadas na composição dos mix, mostraram-se viáveis para a técnica de reintrodução.
- Os diferentes modelos de plantio (mix de espécies), não interferem na sobrevivência de *Vellozia epidendroides* e *Vellozia resinosa*. No entanto, para *Cipocereus minensis* a maior sobrevivência ocorreu na presença das Velloziáceas, que pode estar associado ao sombreamento ou fungos micorrízicos.
- As Velloziáceas influenciaram de forma positiva na sobrevivência das demais espécies, uma vez que *Cipocereus minensis* e *Apochloa molinioides* obtiveram 100% de sobrevivência nos tratamentos que estavam associados apenas as Vellozias, demonstrando o potencial facilitador da Velloziaceae.
- O índice de clorofila total por tratamento, foi superior naquele com a presença somente de *Vellozia epidendroides* e *Vellozia resinosa*, demonstrando a interação favorável entre as espécies.
- As diferentes estações do ano (seca e chuvosa), o índice de clorofila a, b e total não diferiram, uma vez que *Vellozia epidendroides* apresenta adaptações para tolerar os períodos estressantes de seca.
- Os diferentes mix de espécie, não afetaram o incremento em altura de *Vellozia epidendroides*

RECOMENDAÇÕES PRÁTICAS

As técnicas de resgate e reintrodução propostas são promissoras para a restauração ecológica em áreas de campo rupestre. Maior sucesso pode ser obtido quando realizado em períodos de maior precipitação e menor incidência solar (período da manhã) a fim de reduzir o estresse gerado às plantas.

O transplante das espécies em bandejas de polietileno (caixas de massa), após o resgate, favoreceram a retirada dos tapetes formados na hora do replantio.

Os modelos de plantio em núcleo utilizados mostraram-se eficientes, tendo a *Vellozia epidendroides* como espécie alvo, uma vez que a mesma pode ter criado um microclima favorável ao estabelecimento das demais espécies.

Cipocereus minenis mostrou-se sensível quando associado a gramínea *Apochloa moliniodes*, no entanto, quando associado as Velloziáceas apresentou altas taxas de sobrevivência. Portanto, *Cipocereus* é uma espécie passível de resgate com posterior reintrodução.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, A.; COSTA, P. D. B.; LAMBERS, H.; ANDRADE, S. A. L.; SAWAYA, A. C. H. F.; RYAN, M. H.; OLIVEIRA, R. S. Soil types select for plants with matching nutrient-acquisition and-use traits in hyperdiverse and severely nutrient-impoorished campos rupestres and Cerrado in Central Brazil. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 3, p. 1302-1316, 2019.
- ABRAHÃO, A.; COSTA, P. B.; TEODORO, G. S.; LAMBERS, H.; NASCIMENTO, D. L.; ANDRADE, S. A. L.; RYAN, M. H.; OLIVEIRA, R. S. Vellozioid roots allow for habitat specialization among rock-and soil-dwelling Velloziaceae in campos rupestres. **Functional Ecology**, v. 34, n. 2, p. 442-457, 2020.
- ALCANTARA, S.; DE MELLO-SILVA, R.; TEODORO, G. S.; DREQUECELER, K.; ACKERLY, D. D.; OLIVEIRA, R. S. Carbon assimilation and habitat segregation in resurrection plants: a comparison between desiccation-and non-desiccation-tolerant species of Neotropical Velloziaceae (Pandanales). **Functional Ecology**, v. 29, n. 12, p. 1499-1512, 2015.
- ALCANTARA, S.; REE, R. H.; SILVA, R. M. Accelerated diversification and functional trait evolution in Velloziaceae reveal new insights into the origins of the campos rupestres' exceptional floristic richness. **Annals of Botany**, v.122, p.165–180, 2018.
- ALVES, R. J. V.; KOLBEK, J. Vegetation strategy of *Vellozia crinita* (Velloziaceae). **Biologia**, v. 65, n. 2, p. 254-264, 2010.
- ALVES, R.; SILVA, N. G.; OLIVEIRA, J. A.; MEDEIROS, D. Circumscribing campo rupestre - megadiverse Brazilian rocky montane savanas. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 355–362, 2014.
- AMES, G. M.; WALL, W. A.; HOHMANN, M. G.; WRIGHT, J. P. Functional trait similarity predicts survival in rare plant reintroductions. **Ecological Applications**, v. 30, n. 4, p. e02087, 2020.
- ARAÚJO, A. S. F.; EISENHAUER, N.; NUNES, L. A. P. L.; LEITE, L. F. C.; CESARZ, S. Soil surface-active fauna in degraded and restored lands of northeast Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 26, n.1, p. 1-8, 2013.
- ARRUDA, L. J., CHEIB, A. L., RANIERI, B. D., NEGREIROS, D. FERNANDES, G. W. Resgate e translocação de *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), espécie ameaçada de extinção de campo rupestre ferruginoso. **Neotropical Biology & Conservation**, v. 5, n. 1, 2010.
- BARBOSA, N.P. U.; FERNANDES, G. W.; AZOFEIFA, A S. A relict species restricted to a quartzitic mountain in tropical America: an example of microrefugium?. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 3, p. 299-309, 2015.
- BERTNESS, M. D.; CALLAWAY, R. Positive interactions in communities. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 9, n. 5, p. 191-193, 1994.
- BERTNESS, M. D.; LEONARD, G. H. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1976-1989, 1997.

BLANK, M. F. A.; VASCONCELOS, M. R. M.; ALCANTARA, R. B. F.; MOREIRA, M. A.; DE CASTRO, E. M.; BLANK, A. F. Influence of NPK fertilization at the acclimatization stage on micropropagated seedlings of *Tillandsia bulbosa* Hook. **Bioscience Journal**, v. 34, n. 3, 2018.

CALDERÓN, K.; SPOR, A.; BREUIL, M. C.; BRU, D.; BIZOUARD, F.; VIOLLE, C.; BARNARD, R. L.; PHILIPPOT, L. Effectiveness of ecological rescue for altered soil microbial communities and functions. **The ISME Journal**, v. 11, n. 1, p. 272-283, 2017.

CAMARGO, A. P.; SOUZA, R. S. C.; OLIVEIRA, R. S. Microbiomes of Velloziaceae from phosphorus-impooverished soils of the campos rupestres, a biodiversity hotspot. **Scientific Data**, v. 6, n. 1, p. 1-11, 2019.

CASTRO, S A. B; SILVEIRA, F. A. O.; MARCATO, M. S.; LEMOS-FILHO, J. P. So close, yet so different: divergences in resource use may help stabilize coexistence of phylogenetically-related species in a megadiverse grassland. **Flora**, v. 238, p. 72-78, 2018.

CATUNDA, M. G.; FREITAS, S. P.; OLIVEIRA, J. G.; SILVA, C. M. M. Efeitos de herbicidas na atividade fotossintética e no crescimento de abacaxi (*Ananas comosus*). **Planta Daninha**, Viçosa, v.23, n. 1, p. 115-121. 2005.

CHEIB, A. L.; GARCIA, Q. S. Longevity and germination ecology of seeds of endemic Cactaceae species from high-altitude sites in south-eastern Brazil. **Seed Science Research**, v. 22, n. 1, p. 45-53, 2012.

CONCEIÇÃO, A. A.; DE CRISTO, F. H.; SANTOS, A. A.; SANTOS, J. B.; FREITAS, E. L.; BORGES, B. P. S.; MACÊDO, L. S. S. R.; OLIVEIRA, R. C. S. Vegetação endêmica e espécie invasora em campos rupestres de áreas garimpadas. **Rodriguésia**, v. 66, n. 3, p. 675-683, 2015.

CORDERO, G. A.; TERRAZAS, T.; MATA, L. L.; TREJO, C. Morpho-anatomical changes and photosynthetic metabolism of *Stenocereus beneckeii* seedlings under soil water deficit. **Journal of Experimental Botany**, v. 57, n. 12, p. 3165-3174, 2006.

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

COUTINHO, E. S., BEIROZ, W., BARBOSA, M., XAVIER, J. H. A., FERNANDES, G. W. Arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of saplings used in the restoration of the rupestrian grassland. **Ecological Restoration**, v. 37, n. 3, p. 152-162, 2019 b.

DAVIES, P. J. The plant hormones: their nature, occurrence, and functions. In: **Plant Hormones**. Springer, Dordrecht, 2010. p. 1-15.

DIMSON, M.; GILLESPIE, T. W. Trends in active restoration of tropical dry forest: Methods, metrics, and outcomes. **Forest Ecology and Management**, v. 467, p. 118150, 2020.

DOSSIN, I. A.; DOSSIN, T. M.; CHAVES, M. L. S. C. Compartimentação estratigráfica do supergrupo espinhaço em minas gerais-os grupos Diamantina e Conselheiro Mata. **Revista Brasileira de Geociências**, V. 20, N. 1-4, P. 178-186, 2018.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997. 212p.: il. (EMBRAPA-CNPS. Documentos 1).

FALKER AUTOMAÇÃO AGRÍCOLA Ltda. Manual do medidor eletrônico de teor clorofila (ClorofiLOG / CFL 1030). Porto Alegre: Falker Automação Agrícola, 2008.

FERNANDES, G. W. The megadiverse rupestrian grassland. In: **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, Cham, p. 3-14, 2016.

FERNANDES, G. W.; TOMA, T. S. P.; ANGRISANO, P.; OVERBECK, G. Challenges in the restoration of quartzitic and ironstone rupestrian grasslands. In: Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil. **Springer, Cham**, p. 449-477, 2016.

FERNANDES, G. W., BARBOSA, N. P. U., ALBERTON, B., BARBIERI, A., DIRZO, R., GOULART, F., GUERRA, T. J., MORELLATO, L. P. C., SOLAR, R. R. C. The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. **Biodiversity and Conservation**, v.27, n.10, p. 2587-2603, 2018.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portuguese). , 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=ExpDes.pt>>.

FERREIRA, R. O.; DO NASCIMENTO, M. N.; SOUZA, L. S.; DA SILVEIRA, F. G. F.; SHIBATA, R. T. Comparison of Different Methods for Assessing Chlorophyll Content in Citrus. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 9, 2018.

FIGUEIREDO, M. A.; BAËTA, H. E.; KOZOVITS, A. R. Germination of native grasses with potential application in the recovery of degraded areas in Quadrilátero Ferrífero, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 118-123, 2012.

FRANCESCHINELLI, E. V.; JACOBI, C. M.; DRUMMOND, M. G.; RESENDE, M. F. S. The genetic diversity of two Brazilian *Vellozia* (Velloziaceae) with different patterns of spatial distribution and pollination biology. **Annals of Botany**, v. 97, n. 4, p. 585-592, 2006.

FRANCO, A. C.; MATSUBARA, S.; ORTHEN, B. Photoinhibition, carotenoid composition and the co-regulation of photochemical and non-photochemical quenching in neotropical savanna trees. **Tree Physiology**, v. 27, n. 5, p. 717-725, 2007.

GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. **Espinhaço Range region, eastern Brazil**. In Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. In: S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos, A. C. Hamilton. (eds) **Information Press**, Oxford, v.3, p.397-404, 1997.

GOMES, V. M., NEGREIROS, D., CARVALHO, V., FERNANDES, G. W. Crescimento e desempenho de espécies nativas de campo rupestre em áreas degradadas quartzíticas. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, p.159–168, 2015.

GOMES, V. M., NEGREIROS, D., FERNANDES, G. W., PIRES, A. C., SILVA, A. C., LE STRADIC, S. Long-term monitoring of shrub species translocation in degraded Neotropical mountain grassland. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 91-96, 2017.

HUGHES, F. M.; JACOBI, C. M.; BORBA, E. L. Fate of cohorts in *Melocactus* (Cactaceae) species is affected by rainfall uncertainty and micro relief structures. **Brazilian Journal of Botany**, v. 39, n. 1, p. 197-205, 2016.

JOAQUIM, E. D. O.; FIGUEIREDO-RIBEIRO, R. D. C. L.; HAYASHI, A. H.; CARVALHO, M. A. M. D. Inulin contents and tissue distribution in underground storage organs of Asteraceae species from the Brazilian rocky fields. **Botany**, v. 92, n. 11, p. 827-836, 2014.

JOAQUIM, E. O.; SILVA, T. M.; RIBEIRO, R. C. L. F.; MORAES, M. G.; CARVALHO, M. A. M. Diversity of reserve carbohydrates in herbaceous species from Brazilian campo rupestre reveals similar functional traits to endure environmental stresses. **Flora**, v. 238, p. 201-209, 2018.

KAYAL, M.; LENIHAN, H. S.; PAU, C.; PENIN, L.; ADJEROUD, M. Associational refuges among corals mediate impacts of a crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* outbreak. **Coral Reefs**, v. 30, n. 3, p. 827-837, 2011.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KUSTER, V. C.; CASTRO, S. A. B.; VALE, F. H. A. Environmental conditions modulate plasticity in the physiological responses of three plant species of the Neotropical savannah. **Acta Physiologia e Plantarum**, v. 39, n. 4, p. 103, 2017.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; NEGREIROS, D.; CAMPAGNE, P.; WILSON FERNANDES, G. The role of native woody species in the restoration of campos rupestres in quarries. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 1, p. 109-120, 2014.

LE STRADIC, S.; SÉLECK, M.; LEBRUN, J.; BOISSON, S.; HANDJILA, G.; FAUCON, M. P.; ENK, T.; MAHY, G. Comparison of translocation methods to conserve metallophyte communities in the Southeastern DR Congo. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 14, p. 13681-13692, 2016.

LIMA, F. S. **Resgate e condicionamento de plantas de espécies endêmicas de campos rupestres** 2019. 82p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.

MALAVIYA, D. R.; BAIG, M. J.; KUMAR, B.; KAUSHAL, P. Effects of shade on guinea grass genotypes *Megathyrsus maximus* (Poales: Poaceae). **Revista de Biología Tropical**, v. 68, n. 2, p. 563-572, 2020.

MARTINS, L. C.; PAIVA, E. A. S. Flammable resin in *Vellozia variabilis* (Velloziaceae): Gland structure and chemical composition. **Flora**, v. 219, p. 94-100, 2016.

MORALES, M.; GARCIA, Q. S.; SILVA, A. I. S.; SILVA, M. C.; BOSCH, S. M. Tocotrienols in *Vellozia gigantea* leaves: occurrence and modulation by seasonal and plant size effects. **Planta**, v. 240, n. 2, p. 437-446, 2014.

MORALES, M.; GARCIA, Q. S.; BOSCH, S. M. Ecophysiological response to seasonal variations in water availability in the arborescent, endemic plant *Vellozia gigantea*. **Tree Physiology**, v. 35, n. 3, p. 253-265, 2015.

MOTA, G. S.; LUZ, G. R.; MOTA, N. M.; COUTINHO, E. S.; VELOSO, M. D. M.; FERNANDES, G. M.; NUNES, Y. R. F. Changes in species composition, vegetation structure, and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in south-eastern Brazil. **Flora**, v. 238, p. 32-42, 2018.

NAIDOO, G.; KALIAMOORTHY, S.; NAIDOO, Y. The secretory apparatus of *Xerophytaviscosa* (Velloziaceae): epidermis anatomy and chemical composition of the secretory product. **Flora**, v. 204, n. 8, p. 561-568, 2009.

NEGREIROS, D.; FERNANDES, G. W.; EFREMOVA, A. A.; LE STRADIC, S.; NEVES, A. C. O. Growth–survival trade-off in shrub saplings from Neotropical mountain grasslands. **South African Journal of Botany**, v. 106, p. 17-22, 2016.

NI, G.; ZHAO, P.; HUANG, Q.; ZHU, L.; HOU, Y.; YU, Y.; YE, Y.; OUYANG, L. *Mikania micrantha* invasion enhances the carbon (C) transfer from plant to soil and mediates the soil C utilization through altering microbial community. **Science of The Total Environment**, v. 711, p. 135020, 2020.

OLIVEIRA, R. S.; ABRAHÃO, A.; PEREIRA, C.; TEODORO, G. S.; BRUM, M.; ALCANTARA, S.; LAMBERS, H. Ecophysiology of campos rupestres plants. In: **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, Cham, p. 227-272, 2016.

OLIVEIRA, A. C. C.; FORTI, V. A.; LOIOLA, P. D.; VIANI, R. A. G. Techniques for seeding production of two native grasses: new perspectives for Brazilian Cerrado. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 2, p. 297-303, 2020.

PASSARETTI, R. A.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Weed control, large seeds and deep roots: Drivers of success in direct seeding for savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, 2020.

PAULA, C. C.; RIBEIRO, O. T. C. **Cultivo prático de cactáceas**. Viçosa – MG. Editora UFV. 94 p. 2008.

PENA, J. C. C., GOULART, F., FERNANDES, G. W., HOFFMANN, D., LEITE, F. S. F., SANTOS, N. B., FILHO, B. S., SOUZA, T. S., VANCINE, M. H., RODRIGUES, M. Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 172-178, 2017.

PEREIRA, T. A. R.; DA SILVA, L. C.; AZEVEDO, A. A.; FRANCINO, D. M. T.; COSER, T. S.; PEREIRA, J. D. Leaf morpho-anatomical variations in *Billbergia elegans* and *Neoregelia mucugensis* (Bromeliaceae) exposed to low and high solar radiation. **Botany**, v. 91, n. 6, p. 327-334, 2013.

PILON, N.A.L. **Técnicas de restauração de fisionomias campestres do cerrado e fatores ecológicos atuantes**. 2016. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP.

PILON, N. A. L.; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 73-81, 2018.

PORENSKY, L. M.; LEGER, E. A.; DAVISON, J.; MILLER, W. W.; GOERGEN, E. M.; ESPELAND, E. K.; MOORE, E. M. C. Arid old-field restoration: Native perennial grasses suppress weeds and erosion, but also suppress native shrubs. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 184, p. 135-144, 2014.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. , 2019. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>.

REXROTH, J.; KREBES, L.; WÖHRMANN, T.; HARPKE, D.; RABARIMANARIVO, M.; PHILLIPSON, P.; WEISING, K.; POREMBSKI, S. New microsatellite markers for *Xerophyta dasylirioides* (Velloziaceae), an endemic species on Malagasy inselbergs. **Applications in Plant Sciences**, v. 7, n. 8, p. e11282, 2019.

ROSAS, M. A. M.; SOSA, V. J. Nurse plants vs. nurse objects: effects of woody plants and rocky cavities on the recruitment of the *Pilosocereus leucocephalus* columnar cactus. **Annals of Botany**, v. 101, n. 1, p. 75-185, 2008.

SÁ JÚNIOR, A.; CARVALHO, L. G.; SILVA, F. F.; ALVES, M. C. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 108, n. 1-2, p. 1-7, 2012.

SANTOS, A.C. **Resgate de espécies endêmicas: estratégias para conservação da biodiversidade dos campos rupestres quartzíticos**. 2018. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2018.

SANTOS, G. C.; SILVA, L. C. A.; OLIVEIRA, P. A.; VIEIRA, E. R. D.; PEREIRA, I. M.; DE OLIVEIRA, M. L. R.; TITON, M.; FARNEZI, M. M. D. Rescue strategies for *Xylopia sericea* A.St.- Hil. plants from natural regeneration. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p. e7028, 2019.

SCHAEFER, C. E., CÂNDIDO, H. G., CORRÊA, G. R., NUNES, J. A., ARRUDA, D. M. Soils associated with rupestrian grasslands. In: **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, p. 55-69, 2016.

SILVA, C. C.; CIANCIARUSO, M. V.; DIAS, P. A.; FREITAS, C. G.; SOUZA-NETO, A. C.; COLLEVATTI, R. G. Among cradles and museums: seasonally dry forest promotes lineage exchanges between rain forest and savanna. **Plant Ecology & Diversity**, v. 13, n. 1, p. 1-13, 2020.

SILVEIRA, F. A.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P.; BUISSON, E.; CARMO, F. F.; CARSTENSEN, D. W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T. G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G. W.; GARCIA, Q. S.; GUERRA, T. J.; JACOBI, C. M.; LEMOS-FILHO, J. P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L. P. C.; NEVES, F. S.; OLIVEIRA, R. S.; SCHAEFER, C. E.; VIANA, P. L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1-2, p. 129-152, 2016.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Artmed Editora, 2017.

TRINDADE, J. C.; GUIMARÃES, S. L.; CASTANHEIRA, D. T.; GUIMARÃES, R. J.; CARVALHO, M. D. F. Clorofila de cafeeiros oriundos de embriogênese somática da cultivar Siriema implantados com diferentes lâminas de irrigação. In: **Embrapa Café-Resumo em anais de congresso (ALICE)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS CAFEEIRAS, 43., 2017, Poços de Caldas. Novas tecnologias para um bom café produzir. Brasília, DF: Embrapa Café, 2017.

VIEIRA, B. C.; RODRIGUES, B. M. A.; GARCIA, Q. S. Light exposure time and light quality on seed germination of *Vellozia* species (Velloziaceae) from Brazilian campo rupestre. **Flora**, v. 238, p. 94-101, 2018.

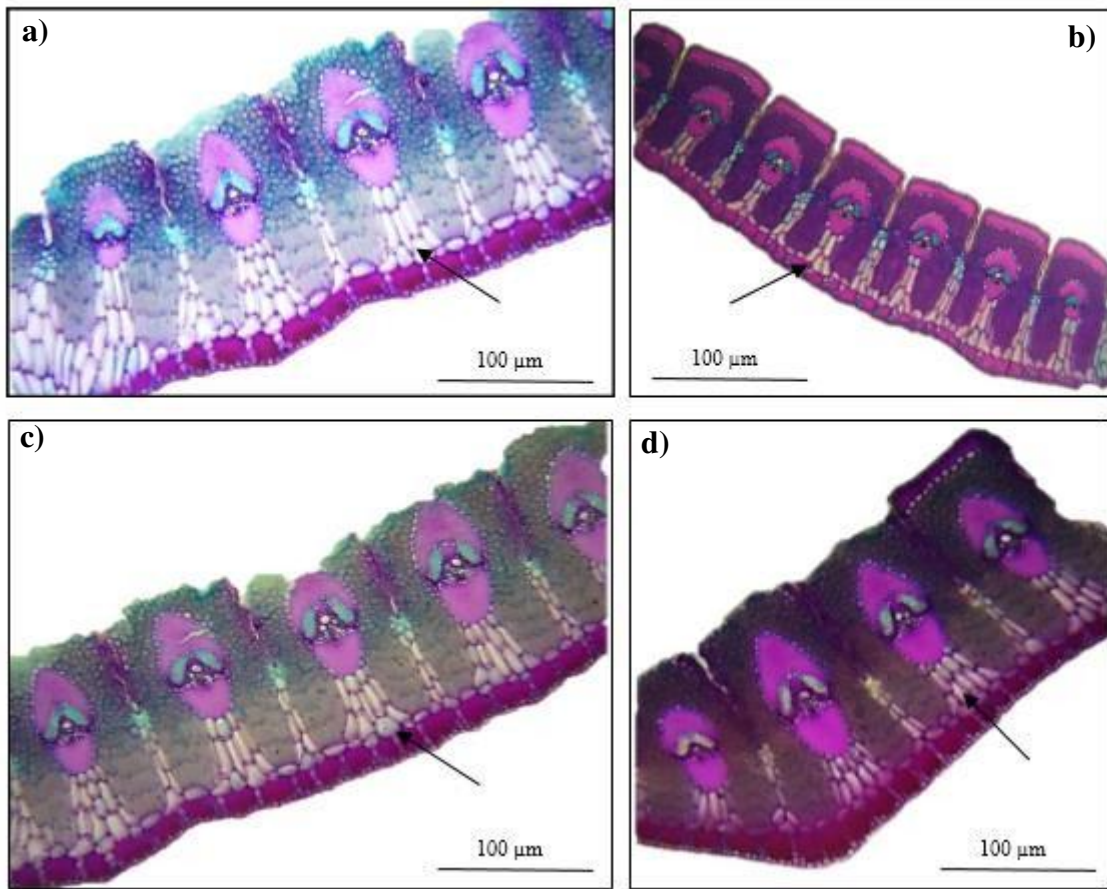
WERNECK, M. S.; SANTO, M. M. E. Species Diversity and Abundance of Vascular Epiphytes on *Vellozia piresiana* in Brazil 1.

WILLBY, N. J.; PULFORD, I. D.; FLOWERS, T. H. Tissue nutrient signatures predict herbaceous-wetland community responses to nutrient availability. **New Phytologist**, v. 152, n. 3, p. 463-481, 2001.

APÊNDICE I- FOTOGRAFIAS AO LONGO DO PERÍODO DE AVALIAÇÃO, COM
DETALHAMENTO DAS ESPÉCIES



Em que: (a) botão floral; (b) fruto e (c) floração de *V. epidendroides*; (d) fruto de *C. minensis*
(e) fruto e (f) final da floração de *V. resinosa*.

APÊNDICE II- FOTOGRAFIA FOLIAR DE *VELLOZIA EPIDENDROIDES*

Em que: (a, b, c e d) fotografia microscópica de corte foliar de *Vellozia epidendroides*, com detalhe do parênquima aquífero.