



**RAILMA PEREIRA MORAES**

**RECUPERAÇÃO DE CAMPOS DE ALTITUDE  
APÓS ATIVIDADE MINERÁRIA**

**LAVRAS – MG**

**2018**

**RAILMA PEREIRA MORAES**

**RECUPERAÇÃO DE CAMPOS DE ALTITUDE APÓS ATIVIDADE  
MINERÁRIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. José Aldo Alves Pereira

Orientador

Prof. Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho

Coorientador

**LAVRAS - MG**

**2018**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Moraes, Railma Pereira.

Recuperação de campos de altitude após atividade minerária /  
Railma Pereira Moraes. – 2018.

138 p. : il.

Orientador: José Aldo Alves Pereira.

Coorientador: Warley Augusto Caldas Carvalho.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Banco de sementes. 2. Espécies campestres. 3. Propagação. I.  
Pereira, José Aldo Alves. II. Carvalho, Warley Augusto Caldas. III.  
Título.

**RAILMA PEREIRA MORAES**

**RECUPERAÇÃO DE CAMPOS DE ALTITUDE APOS ATIVIDADE  
MINERARIA**

**RECOVERY OF HIGH ALTITUDE GRASSLANDS AFTER MINING  
ACTIVITY**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para a obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 21 de fevereiro de 2018.

Prof. Dr. Anderson Cleiton José	UFLA
Profa. Dra. Gislene Carvalho de Castro	UFSJ
Profa. Dra. Luciana Botezelli	UNIFAL
Prof. Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA

Prof. Dr. José Aldo Alves Pereira  
Orientador

**LAVRAS - MG  
2018**

## AGRADECIMENTOS

Para mim que não sonhava em um dia chegar ao doutorado, tenho muito a agradecer.

Às instituições que contribuíram para que eu chegasse ao doutorado: Universidade Federal do Amazonas, ao Centro de Ciências do Ambiente e Embrapa Amazônia Ocidental, em especial, à Universidade Federal de Lavras pela oportunidade de realização deste curso.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM – pela concessão da bolsa de estudo.

Aos meus Orientadores: Professor José Aldo Alves Pereira pelas inúmeras correções e pelo desafio proposto e do qual tenho orgulho de ter sido sua última orientada. Ao Professor Warley Caldas pelas aulas, orientação e, acima de tudo, amizade.

E aos demais professores pelo incentivo e pelos ensinamentos que ajudaram a fundamentar este trabalho.

À minha família, pela força nos momentos difíceis e compreender minha ausência. Não conseguiria sem o apoio de vocês!

Aos queridos colegas que passaram pelo Laboratório de Estudo e Projeto de Proteção Ambiental (especialmente Fernanda e Rute), com os quais tive o prazer de conviver e ajudaram na coleta de dados.

Aos demais colegas, por sempre (mesmo com todos os afazeres) conseguirem um tempinho para renovar nossa amizade, seja num café ou em uma animada confraternização.

Aos Professores e colegas que contribuíram com a coleta de dados, identificação botânica, análise dos dados, revisão e etapas essenciais para a elaboração dos artigos que compõem esta tese. Em especial, a Dalmo e Gleisson que iniciaram este trabalho.

A Deus, que sempre guia e ilumina meus passos e que me permitiu conhecer e trabalhar com pessoas que torceram e contribuíram pela realização deste trabalho, o meu especial “*Muito Obrigada*”.

## RESUMO GERAL

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de estudar componentes ecológicos responsáveis pela regeneração de vegetação presente nos campos de altitude, no Sudeste brasileiro. Para tal, a tese está composta por quatro artigos: No **Artigo 1** – análise dos dados oriundos de revisão bibliográfica, estruturado na forma de artigo. No texto abordam-se os estudos desenvolvidos em campos de altitude e em campos rupestres, avaliando os avanços obtidos nos campos de altitude. Na sequência, foram avaliadas informações relevantes para a propagação e uso das espécies de maior ocorrência em campos de altitude. No **Artigo 2** – estudou-se a viabilidade de propágulos de espécies encontradas em *topsoil*. Foram avaliados os propágulos emergidos, quando coletados em diferentes profundidades do *topsoil* estocado, em 4 coletas durante um ano de estocagem. Os resultados mostram que a composição do banco de sementes é alterada em função do período de estocagem e que o retorno do *topsoil*, ao local a ser restaurado, deve ocorrer até o quarto mês de armazenamento, aumentando, assim, o sucesso dos projetos de recuperação ecológica. No **Artigo 3** – caracterizou-se a germinação de quatro espécies de ocorrência em campos (*Aristida jubata*, *Tibouchina sellowiana*, *Vernonantura phosphorica* e *Baccharis tridentata*), testando cinco temperaturas. Verificou-se que tratamentos com temperaturas entre 20 e 30°C favorecem a germinação, enquanto temperaturas inferiores a 12°C e superiores a 35°C inibem o processo germinativo, podendo levar à morte ou a um retardo temporário na germinação. Cabe ressaltar que mudanças climáticas locais podem favorecer alterações na composição fitossociológica de ambientes campestres. No **Artigo 4** – estudou-se a espécie campestre *Aristida jubata*, observando como sua propagação pode contribuir com o sucesso de projeto de recuperação dos campos de altitude. A espécie apresentou características que indicam elevada taxa de resiliência ao ambiente, sendo importante o seu uso na fase inicial e o seu controle posterior para facilitar a entrada de outras espécies no ambiente.

**Palavras-chave:** Banco de sementes. Espécies campestres. Propagação. Germinação. Recuperação de área minerada.

## GENERAL ABSTRACT

The present work was developed with the objective of studying the ecological components responsible for the plant regeneration in the high altitude grasslands in southeastern Brazil. For such, this dissertation is comprised of four articles. Article 1 is structured in the form of an article, consisting of a bibliographic review. The text approaches the studies developed in high altitude grasslands and rupestrian fields, evaluating the advances obtained in the first. Subsequently, information relevant to the propagation and use of species of higher occurrence in high altitude grasslands were evaluated. In Article 2, the feasibility of the propagules of topsoil species was studied. The propagules from different topsoil depths, collected in four samplings, maintained in storage during one year were evaluated. The results showed that the composition of the seed bank is altered in function of the storage period, and that the return of the topsoil to the location to be restored must occur until the fourth month of storage, thus increasing the success of ecologic recovery projects. In Article 3, the germination of four species that occur in high altitude grasslands (*Aristida jubata*, *Tibouchina sellowiana*, *Vernonantura phosphorica* e *Baccharis tridentate*) were characterized, testing four temperatures. It was verified that the treatments with temperatures between 20 and 30°C favor germination, while temperatures inferior to 12°C and superior to 35°C inhibit the germination process, and can lead to the death of the plant or temporary delay of germination. It is worth noting that local climate changes can favor alterations in the phytosociological composition of field environments. In Article 4, the *Aristida jubata* field species was studied, observing how its propagation can contribute with success of high altitude grasslands recovery project. The species presented characteristics that indicated high rate of environmental resilience, with important use in the initial phase and posterior control to facilitate the entry of other species to the environment.

**Keywords:** Seed bank. Field species. Propagation. Germination. Mined area recovery.

## SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE .....	9
1 INTRODUÇÃO.....	9
REFERÊNCIAS .....	11
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS .....	13
ARTIGO 1 - RECUPERAÇÃO DE ÁREAS CAMPESTRES: PESQUISAS PARA CONDUZIR A RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA .....	13
ARTIGO 2 - EFEITO DA ESTOCAGEM DE TOPSOIL NA VIABILIDADE DO BANCO DE SEMENTES EM FITOFISIONOMIA DE CAMPOS DE ALTITUDE .....	59
ARTIGO 3 - RESPOSTA GERMINATIVA DE QUATRO ESPÉCIES CAMPESTRES A VARIAÇÕES DE TEMPERATURAS .....	89
ARTIGO 4 - <i>Aristida jubata</i> : ASPECTOS ECOLÓGICOS QUE REFORÇAM SUA APLICAÇÃO EM RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS .....	111
CONCLUSÃO GERAL .....	137

## PRIMEIRA PARTE

### 1 INTRODUÇÃO

Os campos de altitude são fitofisionomias inseridas no domínio Atlântico que se desenvolvem em ambientes peculiares com relevo acidentado, localizados nos cumes dos morros (COSTA et al., 2011), em altitudes superiores a 1.500 m (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012). Vasconcelos (2014) cita que áreas similares ocorrem em outras regiões, recebendo diferentes denominações, tais como: campos de altitude, campos altimontanos, campos rupestres, páramos, *inselbergs*, lapiás, canga, tepui, entre outros. Além da rara vegetação, propiciada pela elevada altitude e isolamento (CAIAFA; SILVA, 2005; MOCOCHINSKI; SCHEER, 2008; SAFFORD, 1999; VASCONCELOS; RODRIGUES, 2010), os campos de altitude também são importantes como áreas de recarga de aquífero, regularizadoras e filtradoras de vazão (SAFFORD, 1999; VASCONCELOS, 2014).

Contudo atividades econômicas como pecuária e extração vegetal, mineração e até mesmo a conduta inadequada de visitantes oferecem riscos à biodiversidade dos campos de altitude, pois facilitam a chegada e o estabelecimento de espécies exóticas invasoras, incêndios, além da supressão da vegetação natural (MOCOCHINSKI; SCHEER, 2008). Para Martinelli (2007) e Vasconcelos e Rodrigues (2010), a mineração é uma das maiores ameaças aos campos, visto que essa atividade envolve incertezas, quanto à eficiência dos planos de recuperação ambiental (LIMA; FLORES; COSTA, 2006; SÁNCHEZ, 2011). A recuperação de áreas mineradas é um desafio que requer a integração de técnicas inovadoras e estratégias de recuperação adequadas às condições específicas do local (PARROTTA; KNOWLES, 2001).

Os cuidados para a recuperação das áreas mineradas vão desde o planejamento do início das atividades de lavra até a implantação do projeto de revegetação. O manejo e a recuperação de áreas alteradas dependem, principalmente, das condições do solo e da eficiência da dispersão dos propágulos e do estabelecimento de espécies em diferentes estágios sucessionais, sendo importante na manutenção da regeneração natural durante a dinâmica de sucessão da área alterada (RONDON NETO; WATZLAWICK; CALDEIRA, 2001).

Neste sentido, investigar os fatores ambientais que afetam a germinação das sementes e o recrutamento de plântulas no campo (comportamento da germinação e emergência pelo do banco de sementes) (GRUNDY, 2003; HU et al., 2013) pode gerar informações fundamentais para auxiliar a recuperação ambiental e a conservação de campos de altitude. Com a hipótese de que existem poucos estudos para subsidiar os projetos de recuperação de áreas degradadas, fazendo-se necessário aprimorar os estudos sobre as espécies campestres, o presente trabalho foi realizado com o objetivo geral de estudar componentes ecológicos responsáveis pela regeneração de vegetação presente sobre campos de altitude, no Sudeste brasileiro, após atividades de mineração. Os objetivos específicos foram: (1) levantar dados sobre o conhecimento científico acerca das espécies campestres mais frequentes; (2) verificar a viabilidade do material regenerante presente no *topsoil*, estocado por até 12 meses, após o decapeamento e armazenado no solo sob vegetação de campos de altitude; e, (3) avaliar a germinação de sementes das principais espécies que ocorrem nos campos de altitude sob diferentes condições ambientais.

## REFERÊNCIAS

- CAIAFA, A. N.; SILVA, A. F. da. Composição florística de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 56, n. 87, p. 163-173, 2005.
- COSTA, N. de O. et al. Caracterização florística da vegetação sobre afloramento rochoso na estação experimental de Itapeva, SP, e comparação com áreas de campos rupestres e de altitude. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 81-108, 2011.
- GRUNDY, A. C. Predicting weed emergence: a review of approaches and future challenges. **European Weed Research Society**, Oxford, v. 43, n. 1, p. 1–11, Feb. 2003.
- HU, X. W. et al. Environmental factors controlling seed germination and seedling recruitment of *Stipa bungeana* on the Loess Plateau of northwestern China. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 28, n. 5, p. 801–809, Sept. 2013.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.
- LIMA, H. M. de; FLORES, J. C. do C.; COSTA, F. L. Plano de recuperação de áreas degradadas versus plano de fechamento de mina: um estudo comparativo. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 59, n. 4, p. 397-402, out./dez. 2006.
- MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 587-597, out./dez. 2007.
- MOCOCHINSKI, A. Y.; SCHEER, M. B. Campos de altitude na Serra do Mar paranaense: aspectos florísticos. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 4, p. 625-640, 2008.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 17, n. 2-3, p. 219-239, July 2001.

RONDON NETO, R. M.; WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W. Diversidade florística e síndromes de dispersão de diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 3, n. 2, p. 209-216, jul./dez. 2001.

SAFFORD, H. D. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 26, n. 4, p. 693-712, July 1999.

SÁNCHEZ, L. E. Planejamento para o fechamento prematuro de minas. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 64, n. 1, p. 117-124, jan./mar. 2011.

VASCONCELOS, M. F. de. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 241-246, abr./jun. 2011.

VASCONCELOS, M. F. de; RODRIGUES, M. Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 50, n. 1, p. 1-29, 2010.

VASCONCELOS, V. V. Campos de altitude, campos rupestres e aplicação da lei da mata atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. **Boletim Geográfico**, Rio de Janeiro, v. 32, p. 110–133, ago. 2014.

**SEGUNDA PARTE – ARTIGOS****ARTIGO 1 - RECUPERAÇÃO DE ÁREAS CAMPESTRES: PESQUISAS  
PARA CONDUZIR A RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA**

Railma Pereira Moraes<sup>1,2\*</sup>, Rossi Allan Silva<sup>2</sup>, José Aldo Alves Pereira<sup>2</sup>, Warley  
Augusto Caldas Carvalho<sup>2</sup>, Kelly Tatiana Bocanegra-González<sup>3</sup>

1. Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Estado do Amazonas, Tabatinga, Amazonas, Brasil.
2. Universidade Federal de Lavras, Departamento Ciências Florestais, Lavras, MG, Brasil.
3. Grupo de Investigación em Biodiversidade e Dinâmica de Ecossistemas Tropicais, Faculdade de Engenharia Florestal, Universidad del Tolima. Ibagué, Colômbia; e Laboratório de Genética Ecológica e Evolução, Faculdade de Ciências, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México.

\*Autor para correspondência: [railmoraes@yahoo.com.br](mailto:railmoraes@yahoo.com.br)

**Artigo formatado conforme as normas para submissão do periódico  
Rodriguésia.**

## **Recuperação de áreas campestres: pesquisas para conduzir a recuperação ecológica**

**Resumo:** O presente trabalho apresenta uma revisão comparativa dos estudos conduzidos em os campos de altitude e os campos rupestres, levantando informações reprodutivas acerca das espécies que ocorrem em campos de altitude, e que possam subsidiar projetos de recuperação de campos de altitude. Verificou-se que a maior parte do conhecimento produzido é focado nos campos rupestres, mais especificamente voltados à ecologia e descrição de novas espécies. Dentre as espécies de maior frequência em levantamentos sobre campos altitude, observou-se que *Achyrocline satureioides*, *Clethra scabra*, *Coccocypselum condalia*, *Fuchsia regia*, *Casearia decandra*, apresentam informações básicas para sua condução em projeto de recuperação; as espécies *Leptostelma maximum*, *Peperomia galioides*, *Polygala paniculata*, *Siphocampylus westinianus* e *Verbesina glabrata*, são pouco estudadas. As demais espécies avaliadas apresentam conhecimento ecológico que devem ser explorados, antes de sua utilização em campo. Na medida em que os campos de altitude são explorados e sua recuperação é obrigatória, deve ser ampliado o conhecimento existente para esta fitofisionomia, naquilo em que há carência de informação científica e proteção legal.

**Palavras-chave:** Recuperação ecológica; campos de altitude, campos rupestres, regeneração natural, estratégia de sobrevivência.

## **Introdução**

Os padrões de uso da terra têm influência direta nos processos naturais e ecológicos, sendo a causa de graves distúrbios a tal ponto que a recuperação da estrutura e funcionalidade da comunidade vegetal passa a necessitar de intervenções humanas sistemáticas. A partir das atividades de recuperação pode-se permitir o retorno do sistema afetado, a um estado satisfatório e a continuidade dos serviços ecossistêmicos que os ecossistemas oferecem (Turner et al. 1997; Sansevero et al. 2017). Com a crescente demanda por recursos naturais e o modelo econômico orientando para a extração, a exemplo da mineração (Ramirez-Villegas et al. 2014), áreas sensíveis vêm sendo exploradas. Visando a conservação e a proteção, a legislação, o novo código florestal recomenda o plantio preferencial de espécies nativas, com as mesmas características ecológicas daquelas anteriores as atividades de exploração (Lei Federal nº 12.65/2012).

As plantas nativas são muitas vezes melhores em termos de sobrevivência, crescimento e reprodução em locais de mineração do que plantas introduzidas (Yoon et al. 2006). Contudo, a carência de informações sobre a propagação de espécies nativas é uma das principais justificativas para o não atendimento à legislação, ou para a utilização de espécies exóticas. Sobre a vegetação campestre, tal carência dá-se pelo fato de não apresentarem rendimento lenhoso significativo, que até um passado recente, era usual os órgãos ambientais autorizarem a conversão para uso alternativo do solo com poucas restrições de conservação (Vasconcelos 2014). Atualmente, é reconhecida a importância dos

campos e suas inúmeras funções abióticas, tais como, áreas de recarga de aquífero, regularizadoras e filtradoras da vazão em cabeceiras de surgências nos ambientes de altitude (Safford 1999; Vasconcelos 2011), além de guardarem espécies relíquitos, endêmicas (Safford 1999) e outras com potencial ornamental e medicinal.

Nos últimos anos, a diversidade funcional tem sido usada em ecologia como critério para a seleção de espécies em ambientes degradados por meio de análises de tipos funcionais de plantas (Casanoves et al. 2011). O princípio desta metodologia é a validação de traços funcionais que são definidos como os componentes morfológicos, fisiológicos, bioquímicos, estruturais, fenológicos ou ainda, as características comportamentais das plantas que são expressas em fenótipos, em resposta às propriedades e aos processos ecossistêmicos (Díaz et al. 2013; Kattge et al. 2011). Assim, a diversidade funcional pode contribuir para a composição de grupos de plantas em diferentes estágios sussecionais. Tal estratégia foi adotada por Bocanegra-González et al (2015), estabelecendo tipos diferentes de plantas para a recuperação de ecossistemas de florestais tropicais úmidas.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar os estudos conduzidos sobre campos de altitude e campos rupestres, levantando informações existentes acerca da estrutura e dinâmica da vegetação de campos de altitude e propor tipos funcionais de plantas, com características mais adequadas para os diferentes estágios sucessionais, com vistas trazer à luz informações sobre os processos de recuperação com destaque para novas metodologias. A proposta é responder aos

seguintes questionamentos: As informações produzidas pela ciência são suficientes para subsidiar projetos de recuperação em campos de altitude? Quais espécies presentes nos campos de altitude podem apresentar informações suficientes para subsidiar o seu uso em projetos de recuperação de áreas degradadas ou alteradas? E, por fim, espera-se promover e incentivar maiores discussões sobre a eficiência dos projetos de recuperação destas áreas, ampliando os estudos sobre diversidade de espécies vegetais, ao longo do processo de restauração ecológica.

### **Material e Métodos**

Primeiramente foram abordados conceitos essenciais para distinguir os campos de altitude (CA) e campos rupestres (CR), assim como conhecer os principais métodos de recuperação em ambientes campestres de altitude e a legislação (Resolução CONAMA 423/2010) empregada no Brasil.

A pesquisa foi subdividida em duas partes, sendo a primeira voltada à comparação dos estudos desenvolvidos nos campos de altitude (CA) e campos rupestres (CR), a segunda aborda as espécies que apresentam maior frequência nos levantamentos dos CAs, conduzindo dessa forma as análises dos tipos funcionais de plantas. Finalmente, em cada grupo funcional foram identificadas as espécies com maior número de informações reprodutivas para fortalecer os processos de propagação e estabelecimento em projetos de recuperação destas áreas degradadas.

### **Pesquisa comparativa – Campos de altitude e Campos rupestres**

Neste estudo foram utilizados dados disponíveis na base SCOPUS, até 20 de dezembro de 2017. Para encontrar publicações sobre campos rupestres (CR) buscou-se pelos termos “campo rupestre” e “campos rupestres”, e para campos de altitude (CA) “campos de altitude”, “campo de altitude” e “high-altitude fields”. Primeiramente, foi analisada a evolução, observando para cada paisagem, o número de publicações por ano, nos últimos 10 anos.

Na sequência, foram avaliadas as publicações dos 10 últimos anos dos CAs e comparadas às publicações do ano de 2017 sobre CRs. Tal comparação deu-se para evitar disparidade, pois, no período de 10 anos, enquanto as publicações de CRs somam 396, em CAs são apenas 63. Cada estudo foi classificado de acordo com a área de estudo (Botânica e taxonomia, Conservação, Ecologia, Fisiologia, Nova espécie, Propagação e sementes e Outros) e universidade de origem do primeiro autor.

### **Espécies com potencial para a recuperação em campos de altitude**

Foram avaliados seis levantamentos botânicos de CA do sudeste brasileiro (Tab. 1). O banco de dados foi alimentado com artigos (Caiafa & Silva 2005; Rezende et al. 2013; Salimena et al. 2013; Meireles et al. 2014; Giovanetti-Alves et al. 2016) e uma tese (Barros 2014), mas foram desconsiderados levantamentos voltados tão somente a uma ou algumas famílias. Com os dados formatados foram excluídas espécies com identificação somente ao nível de gênero.

**Tabela 1** – Características dos levantamentos botânicos realizados em campos de altitude na Região sudeste do Brasil.

<b>Autor</b>	<b>Local</b>	<b>Altitude</b>	<b>Espécies Identificadas</b>
<b>Caiafa &amp; Silva 2005</b>	Mantiqueira, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro	Topo 1.722 m	61
<b>Meireles et al. 2014</b>	Serra da Mantiqueira, Itatiaia, Monte Verde, MG	Acima de 1.500 m	463
<b>Barros 2013</b>	Serra da Mantiqueira, Planalto de Poços de Caldas, MG	Entre 1.000 a 1.600 m	139
<b>Giovanetti Alves et al 2016</b>	Resende e Itatiaia – RJ; Aiuruoca e Itamonte - MG	Topo 1.600 m	106
<b>Salimena et al. 2013</b>	Serra Negra – MG	Superiores a 1000 m	932
<b>Rezende</b>	Serra da Pedra Branca - Poços de Caldas MG	Superiores a 1000 m	219

Com base no estudo comparativo dos seis levantamentos botânicos citados foram selecionadas as espécies frequentes em no mínimo três levantamentos, totalizando 41 espécies. Destas, foram avaliados os traços funcionais acerca do estágio da sucessão, tipo de fruto, síndrome de dispersão, forma de vida, edemica ou não, disponíveis nos bancos de dados no site *Flora do Brasil*, *florasbs*, *tropics.org*, e nos trabalhos de Barbosa et al. (2015) e Peres (2016).

### **Tipos funcionais de plantas (TFP)**

Organizada a matriz das 41 espécies e de seus traços funcionais, gerou-se a Análise Hierárquicas de Clusters, feita com o método de Ward, conforme Bocanegra-González (2015). Para o cálculo da distância, utilizou-se metodologia proposta por Gower (1971), que utiliza a distância de Jaccard, por tratar-se de variáveis qualitativas. As análises foram feitas com o *software* Infostat (Di Rienzo et al. 2008).

Os tipos funcionais foram avaliados e conforme os traços funcionais das espécies que os compõem, classificados em tipos funcionais recomendados para os processos de recuperação na fase inicial (composto basicamente por ervas de síndrome de dispersão anemocórica e autocórica), intermediário (agrupou espécies pioneiras e não pioneiras, privilegiando aquelas com síndromes de dispersão autocórica e anemocórica, com frutos capsular) e avançado (incluiu as não pioneiras, com características para atrair e manter a fauna). A classificação deu-se com base em conhecimento pré-estabelecidos para ambientes campestres.

Para cada espécie representada no grupo funcional foram levantadas informações que ajudasse a entender a regeneração e contribuíssem para a propagação das espécies durante o uso em projetos de recuperação em campos de altitude, principalmente após atividade de mineração. Por fim, com base nos levantamentos botânicos e nas informações disponíveis para cada espécie foram indicadas aquelas com maior potencial para serem usadas em projetos de recuperação de campos de altitude.

## **Resultados e Discussão**

### **Definições para ambientes campestres: Campos de altitude (CA) e Campos rupestres (CR)**

Vasconcelos (2011) classificou os CR e CA como ambientes distintos. Para este autor os campos de altitude referem-se aos ambientes campestres sobre granito-gnaiss na Serra da Mantiqueira e na Serra do Mar; enquanto que os campos rupestres têm sua ocorrência associada, principalmente, a afloramentos de quartzito, arenito e minério de ferro, tais como as ocorrências na Serra do Espinhaço, no Quadrilátero Ferrífero e na Chapada Diamantina. Assim, a classificação refere-se a fatores ambientais distintos CR (efeito do macro, meso e micro relevo) e de CA (condicionado pelos afloramentos rochosos) e, portanto, não mutuamente excludentes (Vasconcelos 2014).

Apesar das diferenças edáficas e geológicas, estes dois ambientes apresentam semelhanças fitofisionômicas, inclusive compartilhando alguns táxons vegetais, contudo devem ser considerados distintos (Vasconcelos 2011). Dentre outras diferenças, vale ressaltar que os ambientes se encontram em ambientes fitogeográficos diferentes, os CRs estão mais relacionados em áreas de transição entre o Cerrado e a Caatinga, enquanto os campos de altitude com a região da Mata Atlântica (Safford 1999; Caiafa & Silva 2005; Vasconcelos 2011).

O art. 5º da Resolução CONAMA Nº 10/1993 caracteriza a vegetação dos campos de altitude como “vegetação com estrutura arbustiva e/ou herbácea, que ocorre geralmente nos cumes litólicos das serras com altitudes elevadas, caracterizando-se por uma ruptura na

sequência natural das espécies presentes nas formações fisionômicas circunvizinhas”. As comunidades florísticas próprias dessa vegetação são caracterizadas por elevado endemismo. Contudo, a maior dominância de espécies herbáceas (Safford 1999; Martinelli 2007) tem refletido em poucos estudos, de forma que pouco se conhece sobre as espécies de ocorrência desta fitofisionomia. Deve-se ressaltar ainda que a vulnerabilidade da vegetação, as mudanças climáticas (Assis & Mattos 2016) e as interações com outras matrizes antrópicas da paisagem podem ser muito agressivas para as espécies de campos de altitude.

O pastejo intenso e as queimadas podem resultaram em aumentos nas ervas daninhas e na diminuição das forragens, afetando significativamente a variação espacial da vegetação de pastagens alpinas (Wen et al. 2013). Possivelmente, estes distúrbios têm afetado a composição florística campestre, ocasionando a presença de espécies exóticas em levantamentos, como por exemplo, várias espécies de pinus na Serra do Mar (Mocochinski 2006), *Melinis minutiflora* (Hoffmann & Haridasan 2008; Nascimento et al. 2016). Diante do exposto, busca-se adotar práticas mais eficientes de recuperação e conservação de campos, fazendo uso de conceitos específicos dessas áreas (Parrotta & Knowles 2001).

### **Conceitos para recuperação em campos de altitude**

O objetivo da ecologia de recuperação não é necessariamente restaurar um ambiente para um ideal primitivo e pré-humano, mas uma visão de longo prazo ainda é importante, porque aumenta consistentemente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Roberts

et al. 2009). No Brasil, devido à dificuldade de identificar os níveis de referência em paisagens campestres, criou-se a resolução CONAMA N° 423/2010, que estabelece parâmetros para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais, estabelecendo critérios para a caracterização de cada estágio regeneração (inicial, médio e avançado), baseado na vegetação presente nos CAs (Tab. 2).

**Tabela 2** – Resumo da caracterização da vegetação nos estágios de regeneração de vegetação secundária de Campos de Altitude, segundo a resolução CONAMA N° 423/2010.

<b>Caracterização da vegetação</b>	<b>Estágio inicial</b>	<b>Estágio médio</b>	<b>Estágio avançado</b>	<b>Vegetação primária</b>
Fisionomia herbácea ou herbáceo-arbustiva	Inferior a 50%;	Superior a 50%	Superior a 50%	Nativa; superior a 80%
Espécies exóticas ou ruderais	50% ou mais	Inferior a 50%	Máximo de 30%	Inferior a 10%
Espécies raras e endêmicas	Esporádica	Esporádica	Presente	Presente
Ocorrência de espécies lenhosas	-	-	Eventual	Eventual

Apesar da relevância de se ter uma base para avaliação da regeneração, deve-se considerar que a omissão de espécies em uma determinada caracterização, poderá induzir a uma avaliação errada. Além disso, levantamentos botânicos realizados em diferentes paisagens

caracterizadas como campos de altitude têm mostrado diferentes composições vegetais (Bradshaw 1997; Mocoichinski & Scheer 2008). De forma que seria perigoso uniformizar as espécies de ocorrência em CAs.

Tratando das técnicas de restauração ecológica, observa-se que a estocagem do solo superficial (*topsoil*) têm apresentado bons resultados, sendo amplamente difundida para atividades de revegetação após mineração de bauxita (Barros et al. 2013). A técnica consiste no armazenamento do *topsoil* durante a extração e o uso deste solo sobre o relevo recriado com o término das atividades de mineração (Barros et al. 2013; Martins 2014). Por ser fonte de matéria orgânica, além da presença da fauna do solo e de microrganismos e propágulos de plantas nativas, o *topsoil* tem como função ajudar a manter o teor de nutrientes na área, facilitando o restabelecimento da cobertura vegetal e a ciclagem de nutrientes (Aquino & Barbosa 2009; Miranda Neto et al. 2010; Macdonald et al. 2015).

Em outras técnicas de recuperação de campos, visando maximizar as chances de retorno de algumas espécies desejadas ou até mesmo para permitir a rápida cobertura do solo se têm adotado o uso de mistura de sementes, sendo importante a inclusão de sementes de espécies locais (Spoleto et al. 2013). Os autores recomendam equilíbrio botânico na mistura de gramíneas comerciais, dicotiledôneas não leguminosas e as espécies nativas, e reiteram que apesar de resultar em estabilidade mais duradoura, a alta variedade da mistura de nativas terá pequenos efeitos sobre a cobertura do solo.

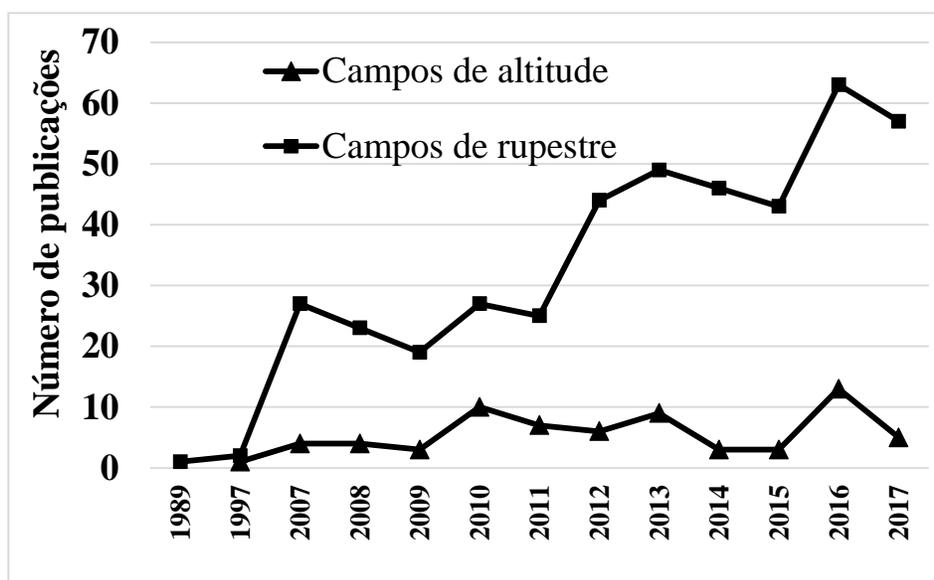
Na Serra do Caparaó, a redução do distúrbio humano em altitudes mais elevadas provavelmente resultou em sucessão de floresta em alguns campos inferiores, mas sua extensão atual provavelmente é influenciada por atividades antropogênicas (Veríssimo et al. 2012). Apesar de reconhecer a relevância de tais práticas é importante estabelecer cautela, pois o fogo quando é utilizado com frequência pelo homem, expõe temporariamente o solo, deixando-o vulnerável à erosão e à sedimentação, facilitando a perda de nutrientes, além de beneficiar algumas espécies invasoras (Mocochinski & Scheer 2008).

Práticas de recuperação, podem ser adotadas combinadas, elevando as chances de sucesso dos projetos. Neste caso, o custo elevado torna necessário selecionar uma ou algumas medidas de recuperação ecológica, considerando as especificidades e facilidades locais (Liu et al. 2016). Mas seja qual for a prática para a recuperação adotada, bem como para o monitoramento do estágio de sucessão são essenciais pesquisas, para conhecer as espécies que ocorrem em CAs, assim como, seu potencial de uso em projetos de recuperação de área degradada. Assim, uma das contribuições deste trabalho foi levantar as principais espécies de ocorrência em campos de altitude, e avaliar àquelas com maior potencial para uso em recuperação, com base em critérios ecológicos e informações disponíveis que ajudem a utilização destas espécies em projetos de recuperação.

### **Estudos atuais sobre campos de altitude e campos rupestres**

Verificou-se que as publicações relacionadas aos CRs são numericamente superiores e têm crescido com o passar do tempo,

enquanto que as publicações sobre CA são mais constantes, chegando a 13, no ano de 2016 (Fig. 1). Tais resultados são influenciados pela larga extensão do CR que abrange áreas nos estados da Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. As altitudes elevadas dos CA pode ser outro empecilho para as pesquisas. Na Mantiqueira Meridional a altitude pode chegar a 2.800 m (Moreira & Camelier 1977). Outra causa pode ser a aplicação errônea de denominações usadas para os tipos de vegetação campestre, conforme cita Vasconceslos (2011).



**Figura 1** – Número de publicações que citam campos de altitude (CA) e campos rupestres (CR), de acordo com a base de dados SCOPOS, para o período de 2007 a 2017.

Ao analisar a instituição de origem dos primeiros autores nas publicações verificou-se que nos CAs existem o predomínio do estado de Minas Gerais (UFLA-5 e UFMG-5) e do Rio de Janeiro (JBRJ – 5 e UFRJ-7). Os grupos que pesquisam em CRs parecem mais consolidados nos estados de Minas Gerais (UFMG-12), e na sequência encontram-se os estados da Bahia (UEFS-8) e de São Paulo (Unicamp-6). Vale ressaltar que publicações sobre CAs estão distribuídas ao longo de 10 anos. Assim, diferentes dos CRs, as instituições ainda não possuem grupos de trabalhos com pesquisas continuadas.

Ao avaliar o objeto de estudo verifica-se a alta incidência de publicações com a descrição de novas espécies (animais e vegetais), reiterando que as áreas campestres apresentam alto grau de endemismo (Safford 1999; Scarano, 2002), provavelmente com muitas ainda espécies desconhecidas (Tab. 3).

**Tabela 3** – Objeto de estudo das publicações sobre CAs (2008-2017) e sobre CRs (2017).

<i>Objeto de estudo</i>	<b>Publicações sobre CA (2008-2017)</b>		<b>Publicações sobre CR (2017)</b>	
	Nº	%	Nº	%
<i>Botânica e taxonomia</i>	10	17.54	7	12.28
<i>Conservação</i>	11	19.30	6	10.53
<i>Ecologia</i>	15	26.32	6	10.53
<i>Fisiologia</i>	2	3.51	3	5.26
<i>Nova espécie</i>	12	21.05	13	22.81
<i>Outros</i>	11	19.30	17	29.82
<i>Propagação e sementes</i>	2	3.51	5	8.77
<b>TOTAL</b>	<b>63</b>		<b>57</b>	

Corroborando para o pequeno número de publicações sobre CAs e CRs, observa-se o baixo percentual de estudo sobre a propagação de espécies e estudos sobre e as sementes das espécies desses ambientes, visto que espécies campestres podem apresentar inúmeras dificuldades quanto à regeneração (Dayrell 2015; Le Stradic et al. 2015). Para Silveira et al. (2016) encontrar o conjunto de condições que permitam o retorno das comunidades de plantas nativas é uma tarefa desafiadora na restauração do campo rupestre.

### **Vegetação de campos de altitude**

A vegetação é dominada por gramíneas, outras ervas e algumas pteridófitas restritas aos cumes das montanhas do sudeste do Brasil

(Safford 1999). Neves e Conceição (2010) consideram que pode haver ocorrência dos mesmos táxons, nos CA e nos CR, devido às condições ambientais semelhantes. As famílias mais ricas ao sul da Serra da Mantiqueira Meridional foram Asteraceae, Fabaceae e Cyperaceae (Meireles et al., 2014); enquanto que, no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro destacam-se Orchidaceae, Asteraceae, Melastomataceae e Cyperaceae (Caiafa & Silva, 2005). Nos campos de altitude na Serra do Mar Paranaense, verificou-se maior riqueza de Asteraceae, Poaceae, Melastomataceae e Cyperaceae (Mocochinski & Scheer, 2008). Para Stehmann et al. (2009) a família Asteraceae é a mais diversificada nos ambientes campestres.

Enquanto algumas famílias de plantas são compartilhadas pelos CA e CR, diferentes estudos mostram que os CAs apresentam enorme diversidade de espécies. No Parque Estadual da Serra do Brigadeiro foram coletadas 81 espécies (Caiafa & Silva 2005), na Serra da Mantiqueira Meridional-MG Meireles (2014) encontrou 129 espécies e em Poços de Caldas-MG foram coletadas 152 espécies (Barros 2014), sendo comuns nestes ambientes as espécies como *Achyrocline alata* DC, *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC., assim como espécies do gênero *Baccharis* e *Tibouchina*. Os levantamentos botânicos em diferentes paisagens de CAs têm mostrado diferentes composições vegetais.

Das 41 espécies mais frequentemente encontradas nos levantamentos botânicos trabalhados nos CA, 21 são classificadas como indicadoras de estágio avançado de sucessão, segundo a resolução Conama 423/2010 (Tab. 4). O levantamento mostrou a predominância de

espécies consideradas não pioneiras, encontrando-se maior equilíbrio quanto à síndrome de dispersão, assim distribuídas: autocórica (13), anemocórica (16) e zoócórica (11). Estas características e a classificação da síndrome de dispersão podem indicar que os campos estudados apresentam estabilidade, tendo em vista que a diversidade é essencial para a funcionalidade do ecossistema. Quanto ao hábito, espécies caracterizadas como ervas (21) foram as mais encontradas, justificando-se pela paisagem campestre, onde são encontradas poucas árvores e arbustos (Vasconcelos 2014).

**Tabela 4** – Caracterização ecológica das 41 principais espécies de ocorrência nos campos de altitude do sudeste brasileiro, com base em seis levantamentos botânicos. Legenda: Cl. C. = Resolução CONAMA 423/2010: In- Inicial, Av- avançado, Rar- Rara; Cl. SUC. = Classe de sucessão: P = Pioneira, NP = Não pioneira; SÍND. DISP. = Síndrome de dispersão: ANE = Anemocórica; AUT = Autocórica; ZOO = Zoocórica; T. FR. =Tipo de fruto: Bac = bacóide, Cap = capsular, Cip = cipsela, Drup = drupóide, Nuc = nucóide, Sam = Samara; F. VIDA = Forma de vida: Subarb = Subarbusto: END = Endêmica.

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Cl. C.</b>	<b>Cl. Suc.</b>	<b>Sínd. Disp</b>	<b>T. Fr.</b>	<b>F. Vida</b>	<b>End.</b>
<i>Alstroemeriaceae</i>	<i>Alstroemeria isabellana</i> Herb.	Av	NP	Aut	Cap	Erva	não
<i>Amaranthaceae</i>	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	In	NP	Aut	Cap	Subarb	não
<i>Asteraceae</i>	<i>Verbesina glabrata</i> Hook. & Arn.	Av	NP	Ane	Nuc	Arbusto	não
	<i>Leptostelma maximum</i> D.Don	NI	P	Ane	Cip	Erva	não
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	In	P	Ane	Nuc	Erva	não
	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Av	P	Ane	Nuc	Erva	não
	<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	NI	P	Ane	Cip	Subarb	não
<i>Bromeliaceae</i>	<i>Aechmea distichantha</i> Lem.	Av	NP	Ane	Cap	Erva	sim
	<i>Tillandsia stricta</i> Sol.	NI	NP	Ane	Cap	Liana	não
<i>Campanulaceae</i>	<i>Siphocampylus westinianus</i> (Thunb.) Pohl	Av.; Rar	NP	Aut	Cap	Subarb	sim
	<i>Siphocampylus macropodus</i> (Thunb.) G.Don	Av	NP	Aut	Cap	Subarb	sim

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Cl. C.</b>	<b>Cl. Suc.</b>	<b>Sínd. Disp</b>	<b>T. Fr.</b>	<b>F. Vida</b>	<b>End.</b>
<i>Clethraceae</i>	<i>Clethra scabra</i> Pers.	Av	P	<i>Ane</i>	Cap	Árvore	não
<i>Cyperaceae</i>	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	Av	NP	Aut	Nuc	Erva	não
<i>Eriocaulaceae</i>	<i>Paepalanthus manicatus</i> Poulsen ex Malme	Av	NI	<i>Ane</i>	Cap	Erva	sim
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	NI	P	Zoo	Cap	Árvore	não
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	NI	P	Zoo	Cap	Árvore	não
<i>Fabaceae</i>	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	NI	NP	<i>Ane</i>	Sam	Árvore	não
<i>Hypoxidaceae</i>	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	<i>In</i>	P	Aut	Cap	Erva	não
<i>Iridaceae</i>	<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	Av	NP	Aut	Cap	Erva	não
<i>Melastomataceae</i>	<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	Av	P	Aut	Cap	Arbusto	sim
<i>Myrtaceae</i>	<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	NI	NP	Zoo	Bac	Arbusto	sim
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	NI	NP	Zoo	Bac	Árvore	sim
<i>Onagraceae</i>	<i>Fuchsia regia</i> (Vell.) Munz	NI	NI	Zoo	Bac	Liana	sim
<i>Orchidaceae</i>	<i>Cranichis candida</i> (Barb.Rodr.) Cogn.	Av	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	sim
	<i>Epidendrum secundum</i> Jacq.	Av	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	não
	<i>Habenaria macronectar</i> (Vell.) Hoehne	Av	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	não
	<i>Oncidium blanchetii</i> Rchb.f.	Av	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	não
	<i>Prescottia montana</i> Barb.Rodr.	Av.; Rar	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	não
	<i>Sacoila lanceolata</i> (Aubl.) Garay	NI	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	não
	<i>Zygopetalum mackayi</i> Hook.	NI	NP	<i>Ane</i>	Cap	Erva	não
<i>Orobanchaceae</i>	<i>Esterhazyia splendida</i> J.C.Mikan	Av	P	Aut	Cap	Subarb	não

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Cl. C.</b>	<b>Cl. Suc.</b>	<b>Sínd. Disp</b>	<b>T. Fr.</b>	<b>F. Vida</b>	<b>End.</b>
<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis rupestris</i> A.St.-Hil.	Av	P	Aut	Cap	Erva	não
<i>Piperaceae</i>	<i>Peperomia galioides</i> Kunth	Av	P	Zoo	Dru	Erva	não
	<i>Peperomia augescens</i> Miq.	NI	P	Zoo	Dru	Erva	sim
<i>Poaceae</i>	<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth.	NI	NP	Aut	Nuc	Erva	não
<i>Polygalaceae</i>	<i>Polygala paniculata</i> L.	NI	NP	Aut	Cap	Erva	não
<i>Primulaceae</i>	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	Av	P	Zoo	Dru	Arbusto	não
<i>Rubiaceae</i>	<i>Coccocypselum condalia</i> Pers.	Av	NP	Zoo	Bac	Erva	não
	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	In	P	Aut	Cap	Erva	não
<i>Salicaceae</i>	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	NI	NP	Zoo	Cap	Árvore	sim
<i>Sapindaceae</i>	<i>Paullinia carpopoda</i> Cambess	NI	NP	Zoo	Cap	Liana	sim

### **Tipos funcionais de plantas**

Os tipos funcionais foram divididos conforme descrição a seguir:

**TFP1:** Neste grupo estão o 7,31% das espécies analisadas. Aqui se encontram ervas, pioneiras, com frutos nucóides e cipsela, com dispersão anemocórica. Não endêmicos (Fig. 2).

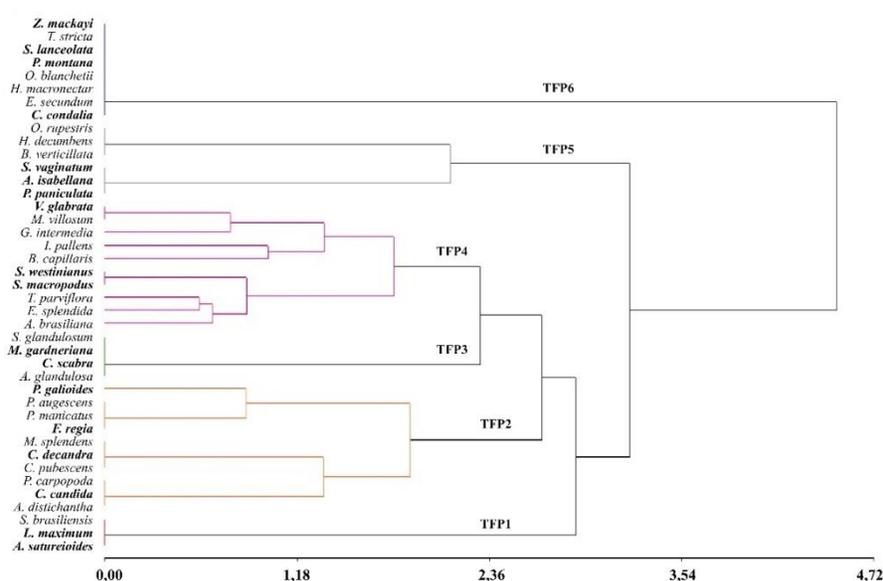
**TFP2:** Este grupo constitui-se por 24,4% das espécies, sendo arbustos, árvores, ervas e lianas, não endêmicas e endêmicas do Brasil, com frutos tipo bacóide, capsular e drupóide, com dispersão anemocórica autocórica e zoocórica.

**TFP3:** Este grupo contém 9,7% das espécies, incluso arbustos e árvores, não endêmicas do Brasil, pioneiras, com frutos de tipo cápsula e drupóide, com dispersão anemocórica e zoocórica.

**TFP4:** Neste grupo encontram-se 24,5% das espécies avaliadas. São ervas, subarbustos e arbustos, pioneiras e não pioneiras com frutos tipo cápsulas, cipsela, nucóide e samara, com síndromes de dispersão autocórica e anemocórica e espécies endêmicas e não endêmicas do Brasil.

**TFP5:** o grupo contém o 14,6% das espécies. São ervas, pioneiras e não pioneiras, não endêmicas, com frutos tipo cápsula e síndrome de dispersão autocórica.

**TFP6:** o grupo tem 19,5% de espécies, incluso ervas e lianas, não pioneiras, com frutos tipo cápsulas e bacóides, sendo a dispersão anemocórica e zoocórica.



**Figura 2** – Tipos funcionais de plantas (TFP1, TFP2,... TFP6) para as 41 espécies encontradas no CA. Em negrito estão as espécies selecionadas para estudo das informações disponíveis para subsidiar projetos de recuperação de área alterada e degradada.

Pela análise dos traços funcionais as espécies mais frequentes nos CA foram distribuídas em seis tipos funcionais de plantas, isto é, seis grupos com características diferentes que devem ser representados nos processos de restauração do ecossistema em CA. No caso dos TFP1 e TFP5 são recomendados para processos de recuperação iniciais, a exemplo de sítio, com solos muito degradados, onde as espécies destes grupos apresentam características (espécies pioneiras, com dispersão anemocórica e autocórica) que permitem o rápido estabelecimento. Por outro lado, os TFP3 e TFP4 são compostos por espécies com diferentes

traços funcionais, a fim de estimular o reestabelecimento das espécies e conduzir processos intermediários de recuperação. Finalmente os TFP2 e TFP6 têm espécies com características de ecossistemas mais conservadas e são recomendados para áreas com processos intermédios e avançados de recuperação (Fig. 2). Neste último grupo buscou-se agrupar espécies de maior porte, como árvores, mas também, ervas como as orquidáceas, espécies estas que, geralmente, não toleram condições de áreas degradadas.

### **Espécies potencial para a recuperação a partir de TFP**

Uma das dificuldades nos trabalhos com espécies campestres é a baixa disponibilidade de encontrar pessoas capacitadas para fazer o reconhecimento ao nível de espécies ou mesmo de gêneros dos campos de altitude (Vasconcelos 2014). Fato que pode ter excluído algumas espécies de famílias comuns aos campos (como por exemplo, Poaceae), que apesar de frequentes não apresentavam identificação completa. Esse fato, também pode gerar problemas, pois em muitas áreas as espécies são suprimidas, sem antes serem identificadas, assim, reduzindo as chances de retorno ao ambiente.

Breves descrições das espécies são comumente encontradas na literatura. Contudo para algumas, é possível encontrar a descrição taxonômica e ou chaves para identificação para as espécies: *Alstroemeria isabellana* (Assis, 2012), *Coccocypselum condalia* (Costa & Mamede 2002; Pereira & Kinoshita (2013), *Cranichis candida* (Macagnan et al. 2011), *Fuchsia regia* (Grillo & Giulietti 1998), *Leptostelma maximum*

(Hattori & Nakajima 2011), *Myrsine gardneriana* (Freitas & Kinoshita 2015), *S. macropodus* (Souza et al. 2017) *Siphocampylus westinianus* (Godoy 1992), *Prescottia montana* (Abreu et al. 2010; Bastos & van den Berg 2012). Além disso, alguns sites fornecem a foto para estas espécies em formato digital com imagem alta resolução.

Além da identificação das espécies dos CAs e CRs, o conhecimento da fenologia reprodutiva das espécies é fundamental para projetos de recuperação, possibilitando planejamento de coleta de sementes. No estudo da fenologia reprodutiva das espécies encontradas, verificou-se que espécies possibilitam que sempre haja a presença de flores e frutos em todos os meses do ano. Enquanto outras apresentam as fenofase distribuídas durante quase todo o ano (*Alstroemeria isabellana*, *Sisyrinchium vaginatum* e *Coccocypselum condalia*) (Fig. 3). Com base nesses resultados a coleta de sementes, entre os meses fevereiro a junho compreende o maior número de espécies com frutos.

Para as espécies com ciclo reprodutivo curto deve-se considerar o acompanhamento das fenofases. Há ainda espécies para as quais não foram encontradas tão poucas publicações científicas sobre a fenologia (*Leptostelma maximum*, *Myrsine gardneriana*, *Polygala paniculata*, *Siphocampylus westinianus*, *Verbesina glabrata*). Vale ressaltar que as fenofases podem ser diferentes para as mesmas espécies alterando de acordo com as condições ambientais do local (Chukr 1992).

TFP	Espécies	Fl./Fr.	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	<i>A. satureioides</i> Retta et al. (2012)	Fl.												
		Fr.												
	<i>C. cândida</i> (Pansarin et al. 2017; Macagnan et al. 2011)	Fl.												
		Fr.												
2	<i>C. decandra</i> (Rego et al. 2013a)	Fl.												
		Fr.												
	<i>F. regia</i> (Grillo & Giulietti 1998)	Fl.												
		Fr.												
	<i>P. galioides</i> (Medeiros 2006)	Fl.												
		Fr.												
3	<i>C. scabra</i> (Pereira et al. 2008)	Fl.												
		Fr.												
4	<i>G. intermedia</i> (Valentin-Silva et al. 2016)	Fl.												
		Fr.												
	<i>S. macropodus</i> (Souza et al. 2017)	Fl.												
		Fr.												
5	<i>S. vaginatum</i> (Chukr 1992)	Fl.												
		Fr.												
	<i>A. isabellana</i> (Assis, 2012)	Fl.												
		Fr.												

TFP	Espécies	Fl/Fr.	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
	<i>C. condalia</i> (Pereira & Kinoshita 2013)	Fl.	[Barra cinza]											
		Fr.	[Barra cinza]											
6	<i>P. montana</i> (Bastos & van den Berg 2012)	Fl.	[Barra cinza]											
		Fr.	[Barra cinza]											
	<i>Zygopetalum mackayi</i> (Campacci et al. 2017)	Fl.	[Barra cinza]			[Barra cinza]								[Barra cinza]
		Fr.												

**Figura 3** – Fenologia reprodutiva das espécies selecionadas, com base em levantamentos botânicos em CAs, no sudeste brasileiro. Legenda: Fl. = floração, Fr. Frutificação.

### **Espécies para uso em projetos de recuperação de áreas degradadas**

Para a espécie *Achyrocline satureioides* Marques & Barros (2001) e Retta et al. (2012) realizaram estudos de produção de mudas, com bons resultados, nas formas assexuada ou sexuada. A germinação não possui dificuldades, destacando que o poder germinativo das sementes em local seco aumenta de 68% para 71% após seis meses de armazenamento à temperatura ambiente (19-23 °C) (Marques & Barros 2000; Retta et al. 2012). Essa espécie também pode ser encontrada em banco de sementes (Moraes et al. 2017). Em plantio com semeadura direta, Pellizzaro et al. (2017) citam que *Achyrocline satureioides* apresentou alta taxa de cobertura do solo, logo no primeiro ano após a semeadura, com produção de sementes na primeira estação chuvosa após o plantio.

Sobre *Clethra scabra* não foram encontradas informações sobre sua germinação. Contudo, trabalhos de Klein et al. (2009) e Sampaio & Guarino (2007) citam que a espécie é frequentemente encontrada em ambientes de alta luminosidade com solos pobres ou compactados. Klein et al. (2009) também relatam que a espécie foi encontrada em pilhas de estéreis, em locais onde ocorreu mineração de carvão a céu aberto. Em avaliações de chuva de sementes a espécie mostrou ser abundante e frequente (Begnini & Castellani 2013). Assim, por apresentar abundância de sementes e facilidade de emergência no campo, sua presença em projeto de recuperação poderá ocorrer quando ela estiver próxima à área afetada ou com a introdução de sementes.

*Coccocypselum condalia* é considerada uma espécie Ciófito (Viana & Barbosa 2014), isto é, intolerante ao sol que necessita de

sombra para seu estabelecimento e desenvolvimento. Contudo, por se tratar de uma espécie hemicriptófita (Viana & Barbosa 2014), suas partes vegetativas podem ser utilizadas durante as etapas de recuperação, desde que não seja área aberta, oferecendo rápida cobertura do solo após distúrbios ambientais (Neri et al. 2011).

*Fucsia regia*, multiplica-se bem por estaquia mas tem sido pouco cultivada no Brasil, embora seja muito valorizada na Europa e América do Norte, onde a espécie tem finalidade ornamental, por causa de suas flores (Falkenberg et al. 2011). A espécie é relativamente frequente, comumente encontrada próximo à clareira natural, beira de rio (Falkenberg et al. 2011; Villagra et al. 2013), podendo assim, tolerar pequenas alterações ambientais causadas pelo homem

A espécie *Casearia decandra* representa uma das poucas árvores levantadas em ambientes campestres. Contudo, apresentando elevada densidade quando presente no estrato arbóreo de ambientes florestais (Narvaes et al. 2005). Em estudo germinativo verificou-se que a espécie apresenta elevada taxa de germinação (acima de 90%), em torno de 5 dias, quando suas sementes são expostas a temperaturas de 20 °C, 25 °C e 30 °C, em substrato rolo de papel (Haliski et al., 2013). Os mesmos autores também fazem a descrição das plântulas e dos frutos, informação essencial para identificação em campo. Rego et al. (2013) realizaram estudo de tolerância à desidratação para as sementes.

Algumas espécies como *Myrsine gardneriana* ocorrem em maior frequência e densidade em áreas com pequenas alterações antrópicas (Pinto et al. 2005; Sevegnani et al., 2013), isto é, são tolerantes a

pequenas perturbações ambientais, sendo indicadas para fases intermediárias e avançadas de recuperação. Enquanto que, *Grazielia intermedia* e *Siphocampylus macropodus* são citadas, respectivamente por Valentin-Silva et al. 2016; Souza et al. 2017, como espécie que ocorre em lugares ensolarados, favorecidas pela alta intensidade de radiação, podendo ser estudadas para uso nas fases iniciais de recuperação.

Durante períodos de estresse ambientais algumas espécies desenvolvem estratégias essenciais à sua regeneração, as quais podem ser entendidas para maximizar a diversidade vegetal durante o processo de recuperação. O período seco pode causar a mortalidade dos indivíduos de *Sisyrinchium vaginatum*, enquanto a sua sobrevivência deve-se a presença expressiva de rafinose, que funciona como composto de reserva (Cianciaruso & Batalha 2008), talvez por isso a espécie seja citada como abundante nos bancos de sementes do solo. Espécies como *Alstroemeria isabellana* que apresentam rizomas, podem regenerar-se por meio destas estruturas após um distúrbio local (Assis 2012). Diante da dificuldade para coleta de sementes viáveis, o estudo de tais estratégias de sobrevivência parece uma oportunidade de aumentar a diversidade das espécies, após a recuperação da área.

*Cranichis candida* é uma orquídea terrícola, e apesar de ser frequentemente encontrada em levantamentos botânicos, não é abundante (Rahal et al. 2015). Esta espécie, assim como *Leptostelma maximum*, *Peperomia galioides* demonstra capacidade de se adaptar a diferentes condições de umidade e tipos de ambientes (Meireles et al. 2014; Rahal et al. 2015). Entretanto não foram encontradas informações sobre a

regeneração da espécie, sendo este conhecimento essencial para projetos de recuperação. *Prescottia montana*, outra orquídea, mesmo sendo considerada espécie ameaçada no Paraná, encontram-se poucas informações na literatura. Para a família orchidaceae vale ressaltar que algumas espécies terrícolas se adaptam a ambientes perturbados, podendo tornar-se invasoras, enquanto outras são sensíveis a ambientes degradados (Rahal et al. 2015), manifestando assim, o potencial destas como bioindicador, seja para identificar áreas conservadas ou alteradas.

Em áreas campestres, os incêndios são recorrentes, podendo atuar como uma força seletiva ou ainda superar a dormência física de algumas sementes (Gorgone-Barbosa et al. 2016). Muitas espécies se beneficiam com o fogo, *Achyrocline satureioides*, *Alstroemeria isabellana*, *Clethra scabra*, *Cossosypselum condalia*, *Cranichis candida*, *Myrsine gardneriana*, *Peperomia galioides*, *Prescottia montana*, *Siphocampylus westinianus* e *Verbesina glabrata* foram identificadas por Aximoff et al. (2016), após incêndios. A emergência após o fogo, pode representar uma adaptação das espécies campestres, tendo em vista que, práticas com o uso do fogo são recorrentes nestes ambientes. Alguns autores consideram a gestão do fogo necessária para a conservação dos campos (Fidelis et al. 2010; Kolb et al. 2016; Trowbridge et al. 2017). Estes resultados indicam que o fogo, quando possível, pode ser usado como estímulo a germinação ou a perpetuação de algumas espécies campestres.

Para as espécies *Leptostelma maximum*, *Peperomia galioides*, *Polygala paniculata*, *Siphocampylus westinianus* e *Verbesina glabrata*, estudos são necessários, para ampliar o conhecimento das mesmas.

Embora estas espécies sejam frequentes em levantamentos (Caiafa & Silva 2005; Rezende et al. 2013; Salimena et al. 2013; Meireles et al. 2014; Giovanetti-Alves et al. 2016), não foram encontradas informações relevantes para a propagação e regeneração em projeto de recuperação. O presente estudo reconhece que estão sendo realizados diferentes estudos com regeneração e propagação de outras espécies campestres (Barbosa et al. 2014; Le Stradic et al. 2014; Silveira et al. 2014, por exemplo), contudo faz-se necessário o estabelecimento de estratégias de conservação para as áreas de campos de altitude, tendo em vista que, mesmo para as espécies mais frequentes há falta de informações essenciais para a recuperação ecológica do ambiente. Vale ressaltar que várias espécies presentes nos CAs apresentam potencial econômico tais como a coleta de sementes, produção de mudas e coleta e produção de flores (*Alstroemeria isabellana*, *Fuchsia regia*), medicinal (*Achyrocline satureioides*, *Polygala paniculata*), dentre outras.

Para a escolha de espécies destinadas à recuperação de áreas alteradas ou degradadas Pinheiro et al. (2007), consideram que além dos indicadores ecológicos, deva-se avaliar o potencial biótico de cada uma com base na produção e germinação de sementes, no estabelecimento da produção de mudas, em pesquisas de viveiro e em silvicultura de plantações. Com base nas informações atuais para as espécies estudadas (recuperação inicial), deve ser avaliado o uso de *Achyrocline satureioides* (TFP1). Para processos intermediários de recuperação as espécies estudadas que demonstraram potencial de uso foram *Clethra scabra* e *Myrsine gardneriana* (TFP3). Em casos de ecossistemas menos

impactados, onde o processo de recuperação encontra-se entre o intermédio e o avançado, as espécies *Fuchsia regia* e *Casearia decandra* (TFP2) e *Coccocypselum condalia* (TFP6), são recomendadas. Para ampliar a diversidade de espécies e definir potenciais usos outros estudos são necessários.

### **Referências**

Abreu, N.L. & L. Menini Neto. 2010. As subfamílias Vanilloideae e Orchidoideae (Orchidaceae) em um fragmento da Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil. Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 28:15–33.

Aquino, C. & Barbosa, L.M. 2009. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécie arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal, SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no Rio Mogi-Guaçu, SP. Revista Árvore 33: 349-358.

Assis, M. C. 2012. Alstroemeriaceae na Região Sul do Brasil. Rodriguésia 63:1117–1132

Assis, M. V., & Mattos, E. A. 2016. Vulnerabilidade da vegetação de campos de altitude às mudanças climáticas. Oecologia Australis 20:24–36. Doi:10.4257/oeco.2016.2002.03

Aximoff, I.; Nunes-Freitas, A. F. & Braga, J. M. A. 2016. Regeneração natural pós-fogo nos campos de altitude no parque nacional do Itatiaia,

sudeste do Brasil. *Oecologia Australis* 20: 62–80.

Doi:10.4257/oeco.2016.2002.05

Barbosa, B. D. C., Cappi, V. S., Ribeiro, S. P., & Fernandes, G. W. 2014. Avaliação da capacidade de rebrotamento pós-distúrbio das plantas lenhosas típicas dos campos rupestres. *Ecologia Austral*, 24: 350–355.

Barbosa, L. M.; Shirasuna, R. T.; Lima, F. C. & Ortiz, P. R. T. 2015. Lista de espécies indicadas para Restauração Ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. VI Simpósio de Restauração Ecológica: 303–436. Doi:10.1017/CBO9781107415324.004

Barros, D. A.; Guimaraes, J. C. C.; Pereira, J. A. A.; Borges, L. A. C.; Silva, R. A.; Pereira, A. A. S. 2012. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas and its socio-environmental impacts. *Revista Escola de Minas* 65: 127-133.

Barros, D. A. 2014. Campos de altitude sob interferência da mineração de bauxita no planalto de Poços de Caldas, MG. 2014. 144 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG. 143p.

Bastos, C. A., & van den Berg, C. 2012. A família Orchidaceae no município de Morro do Chapéu, Bahia, Brasil. *Rodriguésia* 63: 883–927. Doi: 10.1590/S2175-78602012000400010

Begnini, R., & Castellani, T. 2013. Seed rain under the canopies of female and male *Myrsine coriacea*, a pioneer tree from the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology* 29: 391-399. Doi:10.1017/S0266467413000400

Bocanegra-González, K. T., Fernández-Méndez, F., & Galvis-Jiménez, J. D. 2015. Grupos funcionales de árboles en bosques secundarios de la región Bajo Calima (Buenaventura, Colombia). *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat* 19: 17-40.

Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering* 8:255–269. Doi: 10.1016/S0925-8574(97)00022-0

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm). Acesso: 08 dez. 2017.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 423, de 12 de abril de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. *Diário Oficial da União, Brasília*, 13 abr. 2010.

Caiafa, A. N. F. & Silva, A. F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. *Rodriguésia* 56: 163–173.

Casanoves, F.; Pla, L. & Di Rienzo, J. A. 2011. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Turrialba: CATIE. 119 p.

Cianciaruso, M. V., & Batalha, M. A. 2008. A year in a Cerrado wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal savanna environment. *Brazilian Journal of Biology* 68: 495–501.

Costa, C.B. & Mamede, M.C.H. 2002. Sinopse do gênero *Coccocypselum* P. Browne (Rubiaceae) no estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 2: 1-14.

Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; González, L.; Tablada, M. & Robledo, C.W. 2008. Software InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Díaz, S.; Purvis, A.; Cornelissen, J. H. C.; Mace, G. M.; et al. 2013. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution* 3: 2958-2975.

Falkenberg, D. B. 2011. *Fuchsia regia*. In: Coradin, L.; Siminski, A. & Reis, A. Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial Plantas para o Futuro - Região Sul. MMA. P.764-768.

Fidelis, A.; Delgado-Cartay, M. D.; Blanco, C. C.; Müller, S. C.; Pillar, V. D. & Fadenhauer, J. P. 2010. Fire intensity and severity in Brazilian Campos grasslands: *Interciencia* 35:739–745.

Freitas, M. D. F., & Kinoshita, L. S. 2015. Myrsine (Myrsinoideae-Primulaceae) no sudeste e sul do Brasil. *Rodriguesia* 66:167–189. Doi:10.1590/2175-7860201566109

Giovanetti-Alves, R.; Zaú, A. S. & Oliveira, R. R. 2016. Flora dos Campos de Altitude em quatro áreas do Maciço do Itatiaia, nos Estados

do Rio de Janeiro e de Minas Gerais, Brasil. *Pesquisas Botânica* 69:109–140

Godoy, S. A. P. 1992. Flora da serra do Cipó, Minas Gerais: Campanulaceae. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 13:241–257.

Gorgone-Barbosa, E.; Pivello, V. R.; Baeza, M. J. & Fidelis, A. 2016. Disturbance as a factor in breaking dormancy and enhancing invasiveness of African grasses in a Neotropical Savanna. *Acta Botanica Brasilica* 30:131–137. Doi:10.1590/0102-33062015abb0317

Gower, J.C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27: 857-874.

Grillo, A. A. S.; & Giulietti, A. M. 1998. Flora da serra do Cipó, Minas Gerais: Onagraceae. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 17:109–114

Haliski, S. L.; Cosmo, N. L.; Gogosz, A. M.; Rego, S. S.; Nogueira, A. C. & Kuniyoshi, Y. S. 2013. Caracterização morfológica de frutos, sementes, plântulas e germinação de sementes de *Casearia decandra*. *Pesquisa Florestal Brasileira* 33:253–259. Doi:10.4336/2013.pfb.33.75.451

Hattori, E. K. O. & Nakajima, J. N. 2011. A família Asteraceae na Reserva Ecológica do Panga, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea* 38:165–214

Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savana. *Austral Ecology* 33:29–36. Doi:10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x

Kattge, J.; Dias, S.; et al. 2011. TRY – a global database of plant functional traits. *Global Change Biology*, Oxford: 17: 2905-2935.

Klein, A. S.; Citadini-Zanette, V. Lopes, R. P. & Santos, R. 2009. Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. *Rem: Revista Escola de Minas* 62:297–304. Doi:10.1590/S0370-44672009000300007

Kolb, R. M., N. A. L. Pilon, & G. Durigan. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasilica* 30:87–92doi:10.1590/0102-33062015abb0199

Le Stradic, S.; Silveira, F. A. O.; Buisson, E.; Cazelles, K.; Carvalho, V. & Fernandes, G.W. 2015. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. *Ecological Society of Australia* 40: 537–546.

Le Stradic, S., Buisson, E., Negreiros, D., Campagne, P., e Wilson Fernandes, G. 2014. O papel das espécies lenhosas nativas na restauração de Campos Rupestres em pedreiras. *Applied Vegetation Science*, 17: 109-120. <https://doi.org/10.1111/avsc.12058>

Liu, Y.; Zhang, D.; Zhang, Y.; Shi, M.; Shang, Z.; He, L. et al. 2016. Evaluation of restoration effect in degraded alpine meadow under different regulation measures. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* 32: 268-275.

Macagnan, T. A.; Smidt, E. C. & Azevedo, C. O. 2011. Subtribo Cranichidinae Lindl. (Orchidaceae) no Estado do Paraná, Brasil. Rev. bras. Bot. 34: 447-461. Doi: 10.1590/S0100-84042011000300017.

Macdonald, S.E.; Landhausser, S. M.; Skousen, J.; Franklin, J.; Frouz, J.; Hall, S.; Jacobs, D. F. & Quideau, S. 2015. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. New Forests 46: 703–732.

<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782000000200008>

Marques, F. C. & Barros, I. B. I. 2000. Qualidade de sementes de marcela (*Achyrocline satureioides*) provenientes de duas populações do Rio Grande do Sul. Cienc. Rural 30: 241-247.

Marques, F. C. & Barros, I. B. I. 2001. Crescimento inicial de marcela (*Achyrocline satureioides*) em ambiente protegido. Ciência Rural 31: 517-518.

Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. Revista Brasileira de Botânica 30: 587-597.

Martins, S. V. 2014. Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo código florestal. 3.Ed. Viçosa: Aprenda fácil editora, 220p.

Meireles, L. D.; Kinoshita, L. S. & Shepherd, G. J. 2014. Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. Rodriguésia 65:831–859. Doi:10.1590/2175-7860201465403

Miranda Neto, A.; Kunz, S. H.; Martins, S. V.; Silva, K. A. & Silva, D. A. 2010. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. *Revista Árvore* 34: 1035-1046.

Mocochinski, A. Y. 2006. Campos de altitude na Serra do Mar paranaense: aspectos florísticos e estruturais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 65 p.

Mocochinski, A. Y. & Scheer, M. B. 2008. Campos de altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos. *Floresta* 38:625–640. Doi:10.1590/S0101-81752004000400009

Moraes, R. P., Carvalho, W. A. C.; Pereira, J. A. A.; Nascimento, G. O. & Barros, D. A. 2017. Effect of topsoil stockpiling on the viability of seed bank in field phytophysionomies Campos de Altitude. *Cerne* 23:339–347. Doi:10.1590/01047760201723032340

Moreira, A.A.N. & Camalier, C. 1977. Relevô. In *Geografia do Brasil* (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). IBGE, Rio de Janeiro 3: 1-150.

Narvaes, I. S.; Brena, D. A. & Longhi, S. J. 2005. Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. *Ciência Florestal* 15:331–342.

Nascimento, G. O.; Pereira, J. A. A.; Barros, D. A.; Silva, R. A.; Cleiton José, A.; Ferreira, J. B. & Oliveira, S. S. 2016. Propagule emergence in topsoil from a high-altitude field and implications for bauxite mining area

restoration. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 8:310–319. Doi:<http://dx.doi.org/10.5897/IJBC2016.1031>

Neri, A. V.; Soares, M. P.; Meira Neto, J. A. A. & Dias, L. E. 2011. Espécies de cerrado com potencial para recuperação de áreas degradadas por mineração de ouro, Paracatu-MG. *Revista Árvore* 35:907–918. Doi: 10.1590/S0100-67622011000500016

Parrotta, J.A. & Knowles, O. H. 2001 Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering* 17: 219-239.

Pellizzaro, K. F.; Cordeiro, A. O. O.; Alves, M.; Motta, C. P.; Rezende, G. M.; et al. 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Revista Brasileira de Botânica* 40: 681–693. doi: 10.1007/s40415-017-0371-6

Pereira, Z. V.; Luiza, E. & Kinoshita, S. 2013. Rubiaceae Juss. do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS, Brasil. *Hoehnea* 40:205–251

Peres, M. K. 2016. Estratégias de dispersão de sementes no bioma cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. 360 p.

Pinheiro, K. A. O.; Carvalho, J. O. P.; Quanz, B.; Francez, L. M. B. & Schwartz, G. 2007 Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. *R. Floresta* 37: 175-187.

Pinto, L. V. A.; Botelho, S. A.; Oliveira-Filho, A. T. de & Davide, A. C. 2005. Recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. R. *Árvore* 29:775–793.

Rahal, M. H.; Souza-Leal, T. de & Moraes, C. P. 2016. Ecologia e distribuição espacial de orquídeas terrícolas em Floresta Estacional Semidecidual do município de Araras, São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Botânica*. 70:217–228.

Ramírez-Villegas, J.; Cuesta, F.; Devenish, C.; Peralvo, M.; Jarvis, A. & Arnillas, C. A. 2014. Using species distributions models for designing conservation strategies of Tropical Andean biodiversity under climate change. *Journal for Nature Conservation* 22:391–404.

Rego, S. S.; Nogueira, A. C.; Medeiros, A. C. S.; Petkowicz, C. L. O. & Santos, A. F. 2013. Physiological behaviour of *Blepharocalyx salicifolius* and *Casearia decandra* seeds on the tolerance to dehydration. *Journal of Seed Science* 35:323–330. Doi: 10.1590/S2317-15372013000300008

Retta, D.; Dellacassa, E.; Villamil, J.; Suárez, S. A. & Bandoni, A. L. 2012. Marcela, a promising medicinal and aromatic plant from Latin America: A review. *Industrial Crops and Products* 38:27–38. Doi:10.1016/j.indcrop.2012.01.006

Rezende, M. G.; Loyola Elias, R. C.; Salimena, F. R. G. & Menini Neto, L. 2013. Flora vascular da Serra da Pedra Branca, Caldas, Minas Gerais e relações florísticas com áreas de altitude da Região Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 13:201–224. Doi:10.1590/S1676-06032013000400019

- Roberts, L.; Stone, R. & Sugden, A. 2009. The Rise of Restoration. *Ecology Science* 325: 555. Doi: 10.1126/science.325\_555
- Safford, H. D. 1999. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography* 26: 693-712.
- Salimena, F. R. G.; Matozinhos, C. N.; Abreu, N. L.; Ribeiro, J. H. C. & Souza, F. S. 2013. Flora fanerogâmica da Serra Negra, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 64:1–34.
- Sampaio, M. B.; Guarino, E. S. G. 2007. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista *Rev. Árvore* 31: 1035-1046.
- Sansevero, J. B. B.; Prieto, P. V. Sánchez-Tapia, A.; Braga, J. M. A. & Rodrigues, P. J. F. P. 2017. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. *New Forests* 48:573–586. Doi:10.1007/s11056-017-9586-4
- Scarano, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517–524.
- Sevegnani, L.; Vibrans, A. C. & Gasper, A. L. 2013. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Densa e Restinga. Volume IV: 325–327.
- Silveira, F. A. O.; Negreiros, D.; Barbosa, N. P. U.; Buisson, E.; Carmo, F. F. et al. 2015. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and Soil* 403: 129–152. Doi:10.1007/s11104-015-2637-8

Silveira, F. A. O., Negreiros, D., Ranieri, B. D., Silva, C. A., Araújo, L. M., & Fernandes, G. W. (2014). Effect of seed storage on germination, seedling growth and survival of *Mimosa foliolosa* (Fabaceae): Implications for seed banks and restoration ecology. *Tropical Ecology*, 55: 385–392.

Souza, G. de A.; Godoy, S. A. P. & Salimena, F. R. G. 2017. Campanulaceae da Serra Negra, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguesia* 68:503–513. Doi:10.1590/2175-7860201768214

Spoletto, P.; Tosca, A.; Della Marianna, G.; Gusmeroli, F.; Pecetti, L. & Romani, M. 2013 Comparison of Seed Mixtures for Technical Revegetation at High Altitude. In: Barth S., Milbourne D. (eds) *Breeding strategies for sustainable forage and turf grass improvement*. Springer, Dordrecht. Pp 255-260. Doi: 10.1007/978-94-007-4555-1\_33

Stehmann, J.R.; Forzza, R. C.; Salino, A.; Costa, D. P. D. A. & Sobral, M. 2009. *Plantas da Floresta Atlântica*. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro 516 p.

Trowbridge, C. C.; Stanley, A.; Kaye, T. N.; Dunwiddie, P. W. & Williams, J. L. 2017. Long-term effects of prairie restoration on plant community structure and native population dynamics. 25: 559–568. Doi:10.1111/rec.12468

Turner, I.M.; Wong, Y.K.; Chew, P.T. & Ibrahim, A.B. 1997. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. *Biodivers Conserv* 6: 537-543.

Valentin-Silva, A.; Godinho, M.A.S.; Cruz, K.C.; Lelis, S.M. & Vieira, M.F. 2016. Three psychophilous Asteraceae species with distinct reproductive mechanisms in southeastern Brazil. *New Zealand Journal of Botany* 54: 498-510. DOI: 10.1080/0028825X.2016.1236735

Vasconcelos, M. F. De. 2011. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? *Revista Brasil. Bot.* 34:241–246.

Vasconcelos, V. V. 2014. Campos de altitude, campos rupestres e aplicação da lei da mata atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. *Boletim Geográfico* 32:110–133.

Veríssimo, P. N., Safford, H. D. F. & Behling, H. 2012. Holocene vegetation and fire history of the Serra do Caparaó, SE Brazil. *Holocene* 22:1243–1250. Doi:10.1177/0959683612437864.

Versieux, L. M.; T. Wendt, R. B. Louzada, & M. G. L. Wanderley. 2008. Bromeliaceae da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4: 99–110.

Viana, J. L., & M. R. D. V. Barbosa. 2014. Estrutura e composição do estrato herbáceo em um remanescente de Floresta Semidecidual Submontana no Nordeste do Brasil. *Sitientibus - Série Ciências Biológicas* 13:1–13. Doi:10.13102/scb216.

Villagra, B. L. P.; Gomes, E. P. C.; Burnham, R. J. & Romaniuc Neto, S. 2013. Diversity and abundance of climbers from the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 22:2505–2517. Doi:10.1007/s10531-013-0533-1.

Wen, L.; Dong, S. K.; Li, Y. Y.; Sherman, R.; Shi, J. J.; Liu, D. M.; Zhu, L. (2013). The effects of biotic and abiotic factors on the spatial heterogeneity of alpine grassland vegetation at a small scale on the qinghai-tibet plateau (QTP), China. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 8051-8064. Doi:10.1007/s10661-013-3154-y.

Yoon, J.; Cao, X.; Zhou, Q. & Ma L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci Total Environ* 368:456–464.

**ARTIGO 2 - EFEITO DA ESTOCAGEM DE TOPSOIL NA  
VIABILIDADE DO BANCO DE SEMENTES EM FITOFISIONOMIA DE  
CAMPOS DE ALTITUDE<sup>1</sup>**

Railma Pereira Moraes<sup>1,2, 4</sup>, José Aldo Alves Pereira<sup>2</sup>, Gleisson de Oliveira Nascimento<sup>3</sup>, Dalmo Arantes de Barros<sup>2</sup>, Warley Augusto Caldas Carvalho<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ensino e Pesquisa, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas – IFAM, Tabatinga, Amazonas, Brasil;

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras; Lavras, Minas Gerais, Brasil

<sup>3</sup> Departamento de Ensino e Pesquisa, Universidade Federal do Acre – UFAC, Rio Branco, Acre, Brasil;

<sup>4</sup> Address correspondence to R.P. Moraes, email railmoraes@yahho.com.br

---

<sup>1</sup> Artigo submetido e publicado sob as normas da revista CERNE, v. 23 n. 3, p. 339-348, 2017.

**EFEITO DA ESTOCAGEM DE *TOPSOIL* NA VIABILIDADE DO  
BANCO DE SEMENTES EM FITOFISIONOMIAS DE CAMPOS  
DE ALTITUDE**

**Resumo:** A viabilidade dos propágulos durante a estocagem de *topsoil* é um fator limitante em projetos de restauração ecológica, e pouco se sabe sobre as espécies distribuídas nos campos de altitude. Este trabalho foi realizado com o objetivo de investigar a viabilidade de propágulos presente no *topsoil* sob vegetação de campos de altitude, estocado por até 12 meses após o decapeamento de áreas a serem mineradas. Entre o período de novembro de 2011 a novembro de 2012 foram realizadas quatro coletas do banco de sementes, sendo consideradas três profundidades (0 a 10, 90 a 100 e 190 a 200 cm) da leira de *topsoil* estocada. Utilizando a análise multivariada, verificou-se que o fator profundidade não afeta estatisticamente a abundância de indivíduos emergidos, enquanto o fator tempo de estocagem afeta negativamente a viabilidade das sementes. Algumas espécies foram afetadas pelas condições de estoque do *topsoil*, emergindo somente em algumas coletas, enquanto outras (*Achyrocline satureioides*, *Ageratum fastigiatum*, *Baccharis dracunculifolia*, *Borreria capitata*, *Echinolaena inflexa* e *Melinis minutiflora*) tiveram indivíduos emergidos em todos os períodos de coleta. Este estudo aponta a necessidade do retorno do *topsoil* até o quarto mês de armazenamento, sob o risco de ocorrer monodominância, com predominância de espécies mais adaptadas as condições campestres.

**Palavras chave:** longevidade de sementes, bauxita, áreas degradadas, mineração, espécies herbáceas.

**EFFECT OF TOPSOIL STOCKPILING ON THE VIABILITY OF  
SEED BANK IN FIELD PHYTOPHYSIOGNOMIES CAMPOS DE  
ALTITUDE**

**Abstract:** The viability of propagules during topsoil stockpiling is a limiting factor in ecological restoration projects and little is known about the species distributed in the campos de altitude. This work was carried out to investigate the viability of propagules present in the topsoil under campos de altitude vegetation, stockpiled for up to 12 months after the stripping of areas to be mined. In the south of Minas Gerais, Brazil, between November 2011 and November 2012, four collections of the seed bank were carried out, considering three depths (0 to 10, 90 to 100, and 190 to 200 cm) of the plot of stockpiled topsoil. Using the multivariate analysis, it was verified that the depth factor does not statistically affect the abundance of emerged individuals, while the factor time of stockpiling negatively affects the viability of the seeds. Some species were affected by the stockpiling conditions, only emerging in some collections, while others (*Achyrocline satureioides*, *Ageratum fastigiatum*, *Baccharis dracunculifolia*, *Borreria capitata*, *Echinolaena inflexa* and *Melinis minutiflora*) had individuals emerged in all collection periods. This study points out the need for the return of the topsoil until the fourth month of stocking, under the risk of monodominance, with a prevalence of species more adapted to predominant conditions of campos de altitude.

**Key words:** seed longevity, viabilidade do banco de sementes, áreas degradadas, multivariate analysis, mineração, espécies herbáceas.

## **Introdução**

Os campos de altitude são ambientes caracterizados como cumes das montanhas do sul e sudeste do Brasil (SAFFORD, 1999; COSTA et al., 2011), com reconhecida importância biológica, geológica e hídrica (SAFFORD, 1999; SCHEER et al., 2011), pertencentes ao domínio fitogeográfico Atlântico. Caracterizam-se por sua elevada fragilidade ecológica, constituído por uma vegetação brasileira rara, com predominância de gramíneas, ervas e algumas pteridófitas (SAFFORD, 1999; CAIAFA; SILVA 2005; MOCOCHINSKI; SCHEER 2008). Por se tratar de espécies de pequeno porte, com pouco interesse comercial, em sua maioria espécies das famílias Asteraceae, Fabaceae, Cyperaceae e Melastomataceae (CAIAFA; SILVA, 2005; MOCOCHINSKI; SCHEER, 2008; MEIRELES et al., 2014), a vegetação tem sido pouco estudada e encontra-se entre as mais desconhecidas (MOCOCHINSKI; SCHEER; 2008; MORAS FILHO et al, 2017). Cabe ressaltar que estas áreas não estão restritas ao Brasil, ocorrendo em regiões com altitudes elevadas, são exemplos os “páramos” nos Andes (SAFFORD, 2007).

Contudo, diante da necessidade de recuperar áreas de campos de altitude após atividades de mineração (BRASIL, 1988; SÁNCHEZ, 2011), dentre outras situações de degradação ambiental, é necessário à investigação de técnicas para tornar os planos de recuperação ambiental mais eficientes. A estocagem do solo superficial, também chamado de *topsoil* (RIVERA et al., 2012; GOLOS; DIXON, 2014) é uma técnica amplamente difundida em atividades de revegetação após mineração de

bauxita (BARROS et al., 2012). O banco de sementes, contido no *topsoil* estocado, tem implicações favoráveis à sucessão da vegetação e à recuperação de área degradada (FERREIRA et al., 2015; SHANGA et al., 2016). Contudo, a composição, riqueza e densidade de espécies presentes no banco de sementes do solo recebem influências do ambiente de estocagem (SNYMAN, 2013; SANTOS et al., 2016), podendo então ser um fator limitante das atividades de recuperação em áreas de reconhecida fragilidade na composição florística.

A produção de sementes, muitas vezes, ocorre sob uma faixa estreita de condições ambientais (OTT; HARTNETT, 2015), podendo ser abundante no banco de sementes somente em determinado período do ano (SNYMAN, 2013). As sementes podem sincronizar seus ciclos de germinação e dormência às mudanças ambientais sazonais regulares (FENNER; THOMPSON, 2005; GARCIA, et al., 2014), aumentando sua longevidade sob as condições locais (SNYMAN, 2013). Le Stradic et al. (2015) estudando 15 espécies de campos rupestres afirmaram que o ambiente apresenta grande diversidade de estratégias para germinação de suas sementes, onde tal diferença pode ser vista entre espécies e entre famílias.

As condições de armazenamento do banco de sementes podem reduzir sua viabilidade (HU et al., 2013; GOLOS; DIXON, 2014), e conduzir a uma nova comunidade vegetal formada, diferentemente daquela que forneceu o material (VAN ETTEN et al., 2014). Os estudos atuais têm se voltado à caracterização de condições ambientais que minimizem o declínio da viabilidade do banco de sementes (PAKEMAN

et al., 2012; GOLOS; DIXON, 2014; NASCIMENTO et al., 2016), contudo faz-se necessário entender a influência de fatores intrínsecos à pilha de estocagem, tais como: altura da pilha e a composição vegetal, em diferentes períodos considerando que o uso do *topsoil* pode permanecer armazenado ou ser utilizado parcialmente (BARROS et al., 2012). Assim, pesquisas inovadoras em campos de altitude tornam-se importantes ferramentas para a elaboração de estratégias de gestão do banco de sementes (BORGY et al., 2015), pois estes são ambientes altamente variáveis ou imprevisíveis, e com poucos estudos (BARROS et al., 2013; FERREIRA et al., 2015).

O presente trabalho foi conduzido com o objetivo de avaliar a viabilidade do material regenerante presente no *topsoil*, analisando a emergência de propágulos durante um ano e em três profundidades em leiras estocadas, por ocasião do decapeamento, antes da atividade de lavra.

## **Material e métodos**

### **Caracterização da área de estudo**

A coleta do *topsoil* foi conduzida em área de mineração de bauxita na Região do Planalto de Poços de Caldas, aproximadamente 21°52'38 "S e 46 27'48.00" W. A região está inserida no domínio atlântico, classificada como Floresta Estacional Semidecidual Alto-Montana (IBGE 2012), ocupada por vegetação associado a campos de altitude. O clima é mesotérmico, do tipo Cwb, segundo classificação de Köppen (MORAES;

JIMÉNEZ-RUEDA 2008), com índice pluviométrico de 1.706,00 mm e temperatura média anual de 17,7°C (OLIVEIRA-FILHO, 2014). Duas estações sazonais bem definidas: uma chuvosa, que se inicia em setembro e vai até março, e um período seco que tem início em abril e prolongando-se até agosto (PEREIRA; FONTES, 2009). A precipitação média e temperaturas mínimas e máximas durante o período de estudo são apresentadas na Figura 1.

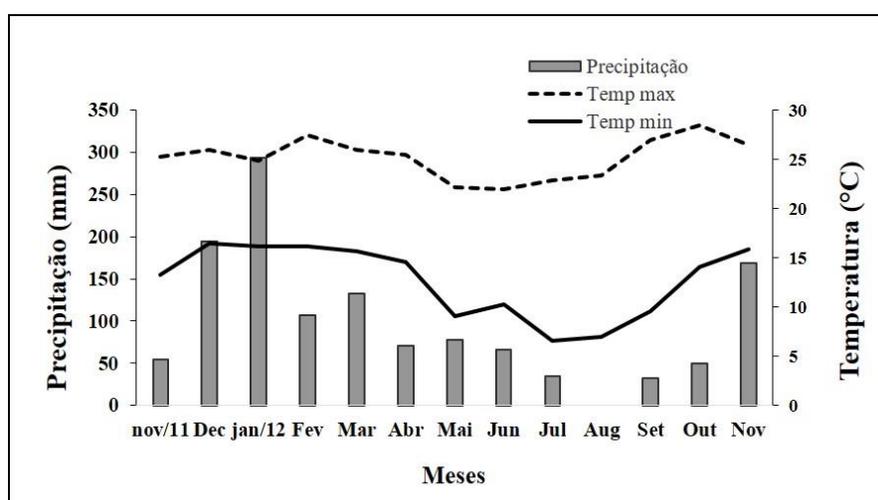


FIGURA 1. Dados climáticos de precipitação mensal e temperatura máxima e mínima do ar no Planalto de Poços de Caldas, Brasil. Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia, 2016.

### Procedimento de amostragem

Para avaliar a viabilidade do *topsoil* estocado, o solo foi amostrado de três leiras estocadas, mantidas descobertas, à jusante da área de interferência da atividade minerária, após o decapeamento. A

amostragem contou com quatro coletas ao longo de um ano (BASKIN; BASKIN, 2014), iniciando em novembro de 2011, quando foi realizado o decapeamento com trator esteira, e terminando em novembro de 2012 (Figura 2) com a utilização do *topsoil*, na área minerada.

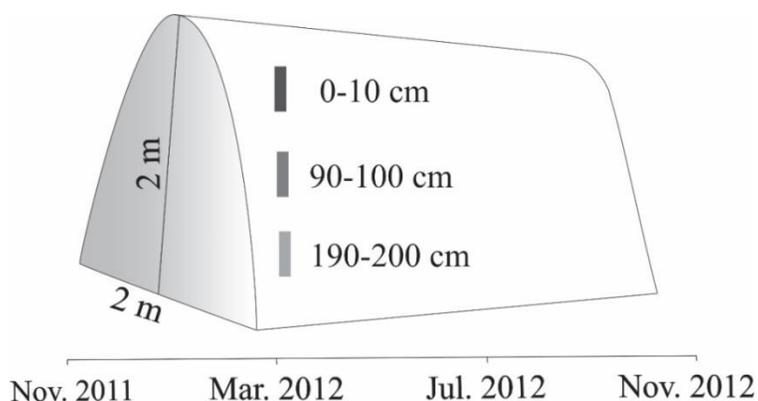


FIGURA 2. Esquema da amostragem do *topsoil* estocado durante a mineração de bauxita sob campos de altitude, em três profundidades e quatro períodos, na região do Planalto de Poços de Caldas, MG.

Durante cada coleta foram realizadas amostragens nas profundidades de 0 a 10, 90 a 100 e 190 a 200 cm, sendo tomadas na área central, se repetindo em três pilhas diferentes. Como instrumento de coleta utilizou-se uma cavadeira boca de lobo.

### **Avaliações da emergência de plântulas de *topsoil* estocado**

O material coletado foi conduzido ao viveiro florestal da Universidade Federal de Lavras e mantido em casa de vegetação, com

cobertura de vidro para garantir a luminosidade. Para os testes, o solo foi espalhado sobre leito de 1,50 cm de areia esterilizada em autoclave, disposto em bandejas plásticas. As plântulas que emergiram foram quantificadas e identificadas, para formação do banco de dados.

Foi calculada a densidade absoluta (indivíduos/m<sup>2</sup>) considerando as dimensões (33 × 44 cm) equivalente a cada uma das 36 bandejas. Os índices de diversidade foram calculados de acordo com os valores encontrados para abundância das espécies presentes nas amostras. Dessa forma, também foram calculados os Índices de Shannon Weiner (H') e de Equabilidade de Pielou (J').

As matrizes de similaridades utilizadas basearam-se no índice de Bray-Curtis (MAGURRAN, 1988). Diferenças de abundância das espécies encontradas no banco de sementes em cada coleta foram testadas por uma PERMANOVA bifatorial, com quatro períodos e em três profundidades de coleta. Também foi calculada uma PERMDISP, no intuito de verificar a homogeneidade na dispersão dos pontos no espaço multivariado, e assim, encontrar diferenças entre os níveis, considerando-se a distância entre os centroides (ANDERSON, 2006). Estas análises foram realizadas pelo programa estatístico PRIMER (versão 6.0) com o pacote de atualização PERMANOVA (CLARKE; GORLEY, 2006; ANDERSON et al., 2008).

As análises de porcentagem da similaridade (SIMPER) foram utilizadas para estimar a contribuição de cada espécie para a diferença observada na composição de plântulas entre cada período de coleta. Para esta análise usou-se o *software Past* versão 2.14 (HAMMER et al., 2001).

## Resultados

### Composição botânica da vegetação no campo

De um total de 536 plântulas emergidas, foram identificadas 48 espécies, ditribuidas em seis famílias botânicas. As famílias com maior representatividade foram Asteraceae (306 indivíduos e 11 espécies), Poaceae (144 indivíduos e 21 espécies), Rubiaceae (49 indivíduos e 3 espécies) e Cyperaceae (16 indivíduos e 8 espécies). Dentre as espécies identificadas houve o predomínio de *Ageratum fastigiatum* (Gardner) (24.44 %), *Gamochaeta americana* (13.43 %), *Melinis minutiflora* (11.75 %) e *Achyrocline satureioides* (8.95 %), sendo apenas estas quatro espécies responsáveis por 58.58% das plântulas emergidas nas amostras do banco de sementes.

A partir das informações acerca das sementes emergidas, advindas das diferentes profundidades, foi possível visualizar as oscilações dos parâmetros durante o período de avaliação (Figura 3). Fica caracterizada a tendência de decréscimo na diversidade de espécies ao longo do período de estocagem (Figura 3d). Contudo, o número de indivíduos e a densidade relativa (Figura 3a,b), tiveram tendência a se manter estável até o 4º mês, havendo acréscimo na densidade para as coletas de maior profundidade (90-100 e 190 – 200 cm). Analisando a equabilidade de Pielou (Figura 3c), verificou-se o decréscimo deste índice, sendo maior a partir do 4º mês.

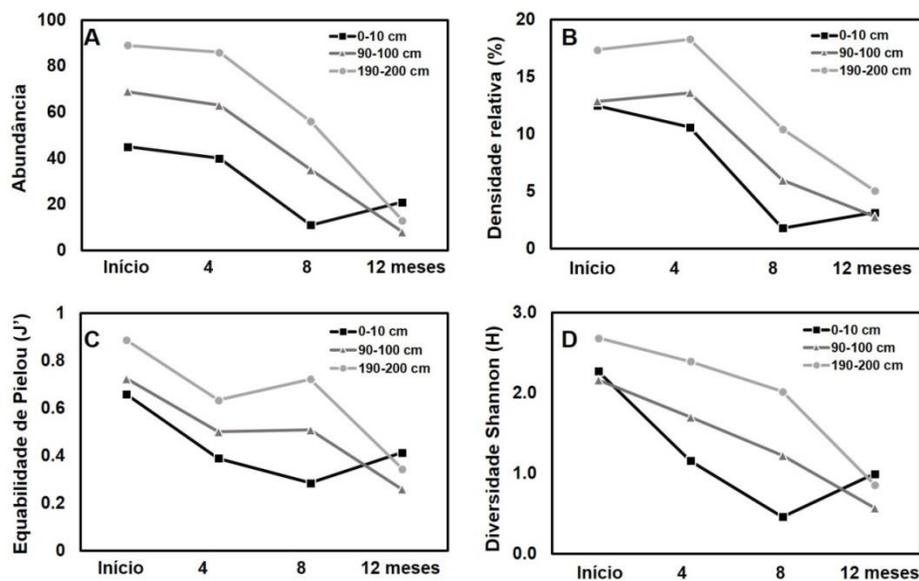


FIGURA 3. Análise da abundância (A), densidade relativa (B), equabilidade de Pielou (C) e índice de Shannon (D), do banco de sementes, nas quatro coletas, realizadas no período de novembro de 2011 a novembro de 2012, em três profundidades (0 a 10, 90 a 100 e 190 a 200 cm), de *topsoil* estocado durante o processo de mineração de bauxita sob campos de altitude, em três profundidades e quatro períodos, na região do Planalto de Poços de Caldas, MG.

### Abundância de plântulas em relação ao período de armazenamento e profundidade de armazenamento na pilha

Foi possível verificar que as abundâncias das espécies nas três camadas estudadas não diferem significativamente entre si ( $p > 0,05$ ) e que as variações ocorridas se deveram ao acaso, apresentando, entretanto,

diferença significativa entre os tempos de coleta do banco de sementes ( $p = 0,001$ ) (Tabela 1).

TABELA 1. Análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA), para abundância de plântulas emergidas no banco de sementes de campos de altitude, em três profundidades e quatro períodos, na região do Planalto de Poços de Caldas, MG.

Sendo: GL – grau de liberdade; SQ – Soma dos Quadrados; QM: Quadrado médio; P(perm) – Permutação do valor de p.

FATORES	GL	SQ	QM	PSEUDO -F	P (PERM)
Período	3	24060	8019.9	3.04	0.001*
Profundidade	2	3949.5	1974.8	0.74854	0.808
Interação	6	13124	2187.4	0.82913	0.825
Resíduo	23	60678	2638.2		
Total	34	1.01E+05			

As análises PERMDISP (Tabela 2) forneceram informações sobre mudanças na variabilidade das comunidades presentes no banco de sementes que poderiam ser usados para inferir mudanças na diversidade banco de sementes (GIORIA et al., 2014).

TABELA 2. Distância média para o centroide e erros padrão da análise PERMIDISP, comparando a abundância de plântulas emergidas no banco de sementes de campos de altitude, em quatro períodos de coleta, em solos sobre bauxita na região do Planalto de Poços de Caldas, MG.

PERÍODOS (meses)	MÉDIA / ERRO MÉDIO
Início	39.218 ± 2.3819 <sup>a</sup>
4	40.111 ± 2.2256 <sup>a</sup>
8	50.261 ± 2.7641 <sup>b</sup>
12	60.649 ± 2.5369 <sup>c</sup>

As letras sobrescritas representam testes de pares, indicando diferenças significativas entre as amostras.

Apesar de haver diferença estatística entre os períodos amostrados, os grupos não foram distintamente separados por influência de algumas espécies comuns a todos os grupos (Figura 4). As coletas realizadas no tempo 1 apresentaram maior similaridade, isto é, as espécies emergidas assemelharam-se entre as repetições, contudo com o passar do tempo de estocagem, ocorreu maior dissimilaridade das espécies (tempo 4). A maior dissimilaridade, encontrada a partir do 8<sup>o</sup> meses decorre da presença de espécies somente nos meses iniciais de armazenamento (*A. satureioides* e *Paspalum pilosum*), em quanto outras emergiram somente a partir deste período (*A. bicornis* e *B. dracunculifolia*) (Tabela 3).

TABELA 3. Contribuições das espécies para as similaridades nas coletas, obtidos através da rotina SIMPER (90% de similaridade). AM = Abundância Média e C% = contribuição (%).

PERÍODOS	Início		4 MESES		8 MESES		12 MESES	
Similaridade Média	41.22		39.83		24.46		9.54	
Espécies	AM	C%	AM	C%	AM	C%	AM	C%
<i>Achyrocline satureioides</i>	0.79	6.89	1.48	17.85	0.62	4.96		
<i>Ageratum fastigiatum</i>	2.27	<b>37.32</b>	1.99	<b>32.52</b>	1.63	<b>43.61</b>	0.44	<b>35.66</b>
<i>Andropogum bicornis</i>							0.22	8.32
<i>Baccharis dracunculifolia</i>							0.22	5.82
<i>Borreria capitata</i>	0.49	3.47						
<i>Borreria latifolia</i>	0.89	7.99	0.67	9.84	0.95	37.59		
<i>Cyperus aggregatus</i>							0.22	11.65
<i>Echinolaena inflexa</i>			0.49	3.91				
<i>Eragrostis rufescens</i>					0.38	4.85		
<i>Gamochoaeta americana</i>	1.68	17.13	1.14	7.67				
<i>Melinis minutiflora</i>	1.4	13.81	1.09	9.01			0.38	6.16
<i>Panicum pilosum</i>							0.22	6.47
<i>Paspalum pilosum</i>	0.57	4.09	0.99	12.79				
<i>Schizachyrium tenerum</i>							0.44	20.61

De acordo com a análise dos percentuais de contribuição dos táxons na similaridade (SIMPER) aplicada aos quatro tempos de amostragem (Tabela 3), verificou-se que a similaridade decresce com o tempo de estocagem. A espécie *Ageratum fastigiatum* contribuiu para a dissimilaridade dos tratamentos por apresentar comportamento distinto nos períodos de coletas porque com o passar dos meses (Tabela 3) o número de plântulas é decrescente. Aos 12 meses, verificou-se baixa similaridade (9.54), sendo que quatro espécies são representantes exclusivas da

dissimilaridade nesta coleta. Ao oitavo mês, apenas quatro espécies contribuíram para uma similaridade média de 24.46.

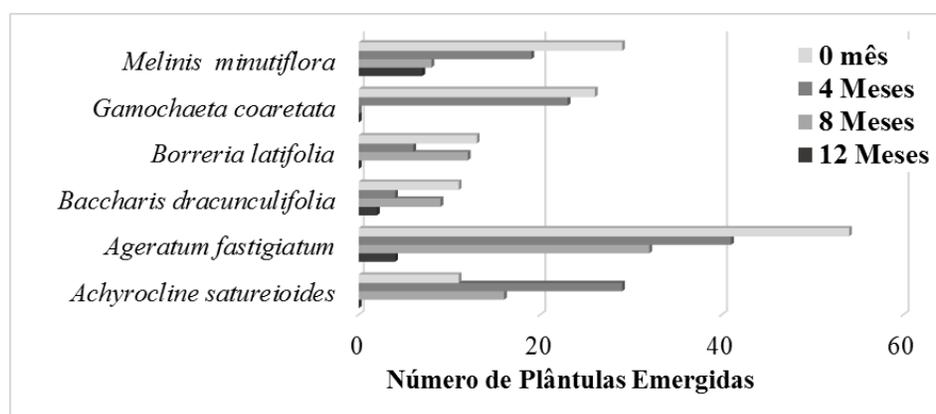


FIGURA 4. Número de plântulas emergidas no banco de sementes em solos sobre bauxita na região do Planalto de Poços de Caldas, MG, por espécie, nos períodos estudados.

As espécies presentes são colonizadoras, tendendo a se repetir nos diferentes períodos de estocagem, contudo com abundâncias diferentes nos períodos estudados. Dentre as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade nos períodos avaliados, destaca-se a *Ageratum fastigiatum*, que contribuiu com 23% para a dissimilaridade entre a primeira e a última coleta. Para estas mesmas coletas, notou-se que seis espécies contribuem com 64 % da dissimilaridade. Enquanto isso, para a espécie *A. satureioides* a emergência observada no início do ensaio (quatro meses) apresentou baixa dissimilaridade quando comparada com o período final analisado (12 meses).

## **Discussão**

### **Composição de espécies e influências no banco de sementes do solo**

O banco de sementes dispõe de 44 espécies distribuídas em seis famílias botânicas, numero satisfatório para compor a vegetação inicial. Porém, mostrou-se de baixa riqueza quando comparada a levantamentos botânicos em campos de altitude. Avaliando nove levantamentos, realizados em diferentes áreas de campos de altitude no sudeste brasileiro, Ribeiro et al. (2007) verificaram que o número de espécies no banco de sementes variou entre 57 e 127 e, entre 17 a 49 para famílias. Nesta região, o levantamento fitossociológico do estrato herbáceo arbustivo realizado por Barros (2014) mostrou Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) de 3.10 nats, enquanto no presente estudo o maior valor para Índice de Diversidade de Shannon-Wiener do banco de sementes foi de 2.68 nats. Essa menor diversidade encontrada pode ser justificada em função da menor extensão da área de amostragem para estudar a composição dos bancos de sementes (VANDVIK et al., 2016). Apesar de não ser possível fazer a seleção ou prever a diversidade de espécies que irá compor o banco de sementes (NORMAN et al., 2006), é importante considerar fatores ambientais que podem afetar a emergência de plântulas, tais como mecanismos de dormência de sementes e fenologia das espécies.

As condições ambientais podem representar filtros químicos e físicos (por exemplo, água e deficiências nutricionais), os quais induzem ou limitam o estabelecimento de algumas espécies (GILARDELLI et al.,

2015), tornando-as dominantes ou raras, capazes de colonizar ou não o substrato nas condições estabelecidas. Sprengelmeyer e Rebertus (2015) sugerem que os fatores determinantes para a presença e / ou abundância de espécies vegetais no banco de sementes, são a distância de afloramentos rochosos, profundidade do solo e altitude. Sob outra perspectiva, em condições de estocagem, sementes de algumas espécies são mais susceptíveis a deterioração pelo ataque de fungos e predadores e adversidades climáticas (SHANG et al., 2016). A estratégia de propagação das espécies, como o número e a dispersão de sementes (HORÁČKOVÁ et al., 2015; SHANG et al., 2016), viabilidade das sementes e propagação por via vegetativa (LE STRADIC et al., 2015), e sementes dormentes (GARCIA et al., 2014), também são condicionantes para abundância da espécie nas áreas recuperadas.

Os resultados do presente estudo sugerem o reconhecimento da importância do banco de sementes na recuperação ecológica e funcional de áreas mineradas. Para van Etten et al. (2014), mesmo com baixa densidade de sementes no banco de sementes do solo, ele ainda é valioso para fins de restauração pós-mineração, pois além de abastecimento de sementes, fornece microorganismos do solo e meio adequado para a germinação e o crescimento de plantas. Além disso, alguns dispositivos podem ser adotados para melhorar a dispersão e a capacidade das espécies para seu completo estabelecimento e bom desenvolvimento (GILARDELLI et al., 2015). Outras intervenções complementares, como plantio de mudas, semeadura direta de espécies vegetais nativas e / ou

implantação de poleiros artificiais, podem ser consideradas importantes para acelerar a sucessão vegetal (MARTINS, 2012).

### **Influência da profundidade no estoque do banco das sementes**

Apesar de ser esperada influência significativa nas profundidades da leira estocada, a abundância de espécies vegetais do banco de sementes não apresentou diferença significativa nas várias profundidades (Tabela 1). Na maioria dos solos, a densidade de sementes diminui rapidamente com a profundidade do solo (FENNER; THOMPSON, 2005). Em camadas do solo com mais de 10 cm, a abundância de sementes é menor quando comparada às camadas mais superficiais (OLIVEIRA et al., 2015). Contudo, durante o processo de decapeamento, as camadas são misturadas e homogeneizadas (quanto à diversidade de propágulos), resultando na não diferenciação estatística nas profundidades estudadas.

Verificou-se uma maior abundância e densidade na camada mais profunda (Figura 2a.b). Possivelmente nas camadas superiores as sementes encontraram condições favoráveis e acabaram por germinar, enquanto as mais internas mantiveram as sementes na ausência de luz e baixa umidade (RIVERA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015). Na camada de 0 a 10 cm a abundância das espécies foi mais dispersa que as camadas mais internas da leira estocada (PERMIDISP). Apesar de ser rotina em mineradoras, evitar estocagem em pilhas superiores a 2,00 m de altura, os resultados deste ensaio evidenciaram que as camadas inferiores apresentam menores perdas de sementes viáveis do que nas camadas superiores. Contudo, devem ser realizados outros estudos comparando

tais camadas sob condições de cobertura, isto é, excluindo a influência da luz e umidade.

### **Efeito do tempo de estocagem no banco de sementes do solo**

Verificou-se que a diversidade do banco de sementes decresceu acentuadamente a partir do quarto mês de estocagem (Figura 3c), e a partir do oitavo mês, os indivíduos presentes encontraram-se distribuídos em poucas espécies (Figura 3d). Avaliando a viabilidade de sementes, sob condições controladas, Rivera et al. (2012) verificaram que a percentagem de sobrevivência de sementes diminuiu em torno de 40% após seis meses de armazenamento. Assim, em projetos de recuperação deve-se considerar que, caso o topsoil seja estocado por tempo superior a quatro meses, poderá haver uma significativa redução da diversidade vegetal, assim como, a formação de monodominância de algumas espécies.

A abundância diferiu estatisticamente nos tempos amostrados (Tabela 1) e, de acordo com a análise PERMIDISP (Tabela 2), verificou-se que até o quarto mês a abundância foi a mesma estatisticamente, determinando assim um período de até quatro meses para uso do *topsoil* em projetos de recuperação. Para Salazar et al. (2011) o banco de sementes formado em ambientes savânicos tem como característica ser transitório e sazonal, explicando a decrescente viabilidade dos propágulos no banco. Estes resultados não devem ser entendidos como resposta exclusiva do tempo de estocagem. A composição do banco de sementes e a longevidade das espécies sob as condições locais (SNYMAN, 2013), além da interação entre a variação espacial e a precipitação, podem

exercer um papel importante na heterogeneidade espacial e temporal da riqueza e densidade de bancos de sementes (SANTOS et al., 2013).

Em áreas da Austrália, com precipitação média anual em torno de 369,00 mm, o declínio de viabilidade do banco de sementes foi observado somente no segundo ano de estocagem (GOLOS; DIXON, 2014). Visto que a precipitação média anual da área de estudo é de 1.695,00 mm, acredita-se que a umidade favorece a perda de viabilidade em banco de sementes nos campos de altitude. Assim, como medida para maximizar a viabilidade das sementes presentes no *topsoil* é recomendado adotar medidas de estocagem adequadas do material com isolamento da umidade principalmente em épocas chuvosas.

### **Comportamento das espécies do banco de sementes ao longo da estocagem**

As famílias que mais contribuíram para a dissimilaridade foram a Asteraceae e Poaceae. Segundo Salazar et al. (2011), os bancos de sementes de ambientes campestres têm em sua composição mais espécies herbáceas e muito poucas espécies lenhosas. Contudo, todas as espécies apresentaram um padrão único quanto à emergência ao longo do tempo. As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os tempos de coleta estudados foram quase sempre as mesmas, variando apenas a porcentagem de contribuição específica (Tabela 3).

Espécies como *Ageratum fastigiatum*, *Baccharis dracunculifolia*, *Echinolaena inflexa* e *Melinis minutiflora*, tiveram indivíduos emergidos em todos os tempos. Estas podem ser espécies persistentes do banco de

sementes ou ainda apresentarem dormência sazonal (WALCK et al., 2005). A análise SIMPER também indica que *M. minutiflora*, espécie exótica, agressiva e de difícil erradicação, poderá compor a comunidade pós-recuperação (HOFFMANN; HARIDASSAN, 2008). Assim, devem ser tomadas medidas para favorecer a regeneração de gramíneas nativas, e evitar seu plantio.

Sementes das espécies supracitadas devem ser melhor estudadas, tendo em vista mecanismos que sugerem sua respectiva longevidade. O mesmo pode ser recomendado para outras, que mesmo com menor abundância, emergiram somente na última coleta, tais como *Andropogum bicornis*, *Cyperus aggregatus*, *panicum campestre*, *Panicum pilosum* e *Paspalum plicatulum*. Conforme recomendação de Gilardelli et al. (2015), em solos pedregosos, a recuperação ecológica deve ser realizada com espécies que são capazes de tolerar maior período de enterramento, dormência sazonal e germinação (WALCK et al., 2005)

## **Conclusão**

Algumas espécies foram afetadas pelas condições de armazenamento, emergindo apenas em algumas coletas, enquanto outros (*Achyrocline satureioides*, *Ageratum fastigiatum*, *Baccharis dracunculifolia*, *Borreria capitata*, *Echinolaena inflexa* e *Melinis minutiflora*) tiveram indivíduos emergentes em todos os períodos de coleta.

Este estudo aponta que espécies nos campos de altitude apresentam um comportamento diferenciado em relação aos padrões temporais de germinação de sementes. Tais fatos podem levar à monodominância se o reabastecimento do solo superior a quatro meses de armazenamento.

Como medida para maximizar a viabilidade das sementes presentes na camada superficial, recomenda-se a adoção de práticas adequadas de estoque do material, isolando-o do excesso de umidade, especialmente nas estações chuvosas.

### **Agradecimentos**

O financiamento e o apoio para a realização desta pesquisa foram da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas - FAPEAM e da Universidade Federal de Lavras – UFLA.

### **Referências**

- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. PERMANOVA for  
PRIMER: **guide to software and statistical methods**. PRIMER–E  
Ltd., Plymouth, United Kingdom, 2008.
- ANDERSON, M.J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate  
dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245–253, 2006
- BARROS, D. A.; GUIMARAES, J. C. C.; PEREIRA, J. A. A.; BORGES,  
L. A. C.; SILVA, R. A.; PEREIRA, A. A. S. Characterization of the  
bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-

- environmental impacts. **REM. Revista Escola de Minas**, v. 65, n. 1, p. 127-133, 2012.
- BARROS, D.A. **Campos de altitude sob interferência da mineração de bauxita no planalto de Poços de Caldas, MG**. 2014. 143 p. PhD thesis. Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination**. Second edition. San Diego: Elsevier/Academic Press, 2014. 666p.
- BORGY, B.; REBOUD, X.; PEYRARD, N; SABBADIN, R; GABA, S. Dynamics of Weeds in the Soil Seed Bank: A Hidden Markov Model to Estimate Life History Traits from Standing Plant Time Series. **PLoS ONE**, v. 10, p. 1-15, 2015.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 5 de outubro de 1988. Brasília, DF: Senado, 1988.
- CAIAFA, N.A.; SILVA, A.F. Composição florística de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. **Rodriguésia**, v. 87, p.163-173, 2005.
- COSTA, N. de O.; CIELO-FILHO, R.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T. de; BAITELLO, J.B.; LIMA, C.R. de; SOUZA, S.C.P.M. de; FRANCO, G.A.D.C. Caracterização florística da vegetação sobre afloramento rochoso na estação experimental de Itapeva, SP, e comparação com áreas de campos rupestres e de altitude. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 81-108, 2011.

- FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 2005. 260p.
- FERREIRA, C.M.; WALTER, B.M.T.; VIEIRA, D.L.M. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology** v. 23, n. 6, p. 723–728, 2015.
- GARCIA, Q. S.; OLIVEIRA, P. G.; DUARTE, D. M. Seasonal changes in germination and dormancy of buried seeds of endemic Brazilian Eriocaulaceae. **Seed Science Research**, v. 24, n. 2, p. 113 – 117, 2014.
- GILARDELLI, F.; SGORBATI, S.; ARMIRAGLIO, S.; CITTERIO, S.; GENTILI, R. Ecological Filtering and Plant Traits Variation Across Quarry Geomorphological Surfaces: Implication for Restoration. **Environmental Management**, v. 55, n. 5, p. 1147–1159, 2015
- GIORIA, M.; JAROSÍK, V.; PYSEKA, P. Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: Emerging patterns. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.16, n. 3. p. 132–142, 2014.
- GOLOS, P. J.; DIXON, K. W. Waterproofing topsoil stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 4, p. 495–501, 2014.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

- HOFFMANN, W. A.; HARIDASSAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 33, n. 1, p. 29-36, 2008.
- HORÁČKOVÁ, M.; ŘEHOUNKOVÁ, K.; PRACH, K. Are seed and dispersal characteristics of plants capable of predicting colonization of post-mining sites? **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, n. 14, p. 13617-13625, 2015.
- HU, X.W.; ZHOU, Z.Q.; LI, T.S.; WU, Y. P.; WANG, Y.R. Environmental factors controlling seed germination and seedling recruitment of *Stipa bungeana* on the Loess Plateau of northwestern China. **Ecol Res**, v.28, n.5, p.801–809, 2013.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro – RJ, 2012.
- LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F. A. O.; BUISSON, E.; CAZELLES, K.; CARVALHO, V.; FERNANDES, G.W. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. **Ecological Society of Australia**, v. 40, n. 5, p. 537–546, 2015.
- MACDONALD, S.E.; LANDHAUSSER, S. M.; SKOUSEN, J.; FRANKLIN, J.; FROUZ, J.; HALL, S.; JACOBS, D. F.; QUIDEAU, S. Forest restoration following surface mining

disturbance: challenges and solutions. **New Forests**, v. 46, n.5, p.703–732, 2015.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University, 1988. 175 p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo código florestal**. 3.Ed. Viçosa: Aprenda fácil editora, 2014. 220p.

MEIRELES, L.D.; KINOSHITA, L.S.; SHEPHERD, G.J. Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n.4, p.831-859. 2014.

MOCOCHINSKI, A. Y.; SCHEER, M. B. Campos de altitude na Serra do Mar paranaense: aspectos florísticos. **Floresta**, v. 38, n. 4, p. 625-640, 2008.

MORAS FILHO, L. O.; MORAES, R. P.; BARROS, D. A. ; PEREIRA, J. A. A. ; BORGES, L. A. C. Legal Guidelines for Campos de Altitude Restoration. **Journal of Sustainable Forestry**, 2017.

MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 38, n. 1, p. 196-208, 2008.

NASCIMENTO, G.O.; PEREIRA, J.A.A.; BARROS, D.A.; FERREIRA, J.B.; OLIVEIRA, S.S. Propagule emergence in topsoil from a high-altitude field and implications for bauxite mining area restoration. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 8, n.11, p. 310-319, 2016.

- NORMAN, M.A.; KOCH, J. M.; GRANT, C.D.; MORALD, T.K.; WARD, S; C. Vegetation Succession After Bauxite Mining in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 2, p. 278–288, 2006.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. **NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical**: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Universidade Federal de Minas Gerais. Available at: <http://www.icb.ufmg.br/treetlan/>. Accessed in: 10 Jan 2017.
- OLIVEIRA, P. C. de; TOREZAN, J. M. D.; CUNHA, C. N. da. Effects of flooding on the spatial distribution of soil seed and spore banks of native grasslands of the Pantanal wetland. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n.3, p. 400-407, 2015
- OTT, J.P.; HARTNETT, D.C. Bud-bank and tiller dynamics of co-occurring C3 caespitose grasses in mixed-grass Prairie. **American Journal Of Botany**, v. 102, n. 9, p. 1–10, 2015
- PAKEMAN, R.J.; SMALL, J.L.; TORVELL, L. Edaphic factors influence the longevity of seeds in the soil. **Plant Ecol**, v.213, n. 1, p.57–65, 2012.
- PEREIRA, J.A.A.; FONTES, M.A.L. **Plano de Manejo do Parque Municipal da Serra de São Domingos**. UFLA, v2, 124p. 2009.
- RIBEIRO, K.T.; MEDINA, B.M.O.; SCARANO, F.R. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora

- on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n.4, p. 623-639, 2007.
- RIVERA, D.; JÁUREGUIB, B.M.; PECO, B. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: Restoration potential of seed banks. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 94 - 101, 2012.
- SAFFORD, H. D. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, v. 26, n. 4, p. 693-712, 1999.
- SAFFORD, H. D. Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, v.17, n. 10, p. 1–22, 2007.
- SALAZAR, A., GOLDSTEIN, G., FRANCO, A.C.; MIRALLES-WILHEL, F. Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistente soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. **Seed Science Research**, v. 21, p. 103–116, 2011.
- SÁNCHEZ, L.E. Mineração: Planejamento para o fechamento prematuro de minas. **REM: Revista Escola de Minas**, v. 64, n. 1, p.117-124, 2011.
- SANTOS, D. M. DOS; SILVA, K. A. DA; ALBUQUERQUE, U. P. DE; SANTOS, J. M. F. F. DOS; LOPES, C. G. R.; ARAÚJO, E. DE L. Can spatial variation and inter-annual variation in precipitation explain the seed density and species richness of the germinable soil seed bank in a tropical dry forest in north-eastern Brazil?. **Flora**, v.208, n.7, p. 445– 452, 2013.

- SANTOS, D. M.; SANTOS, J. M. F. F.; SILVA, K. A.; ARAÚJO, V. K. R.; ARAÚJO, E. L. Composition, species richness, and density of the germinable seed bank over 4 years in young and mature forests in Brazilian semiarid regions. **Journal of Arid Environments**, v. 129, p. 93–101, 2016.
- SCHEER, M.B.; CURCIO, G.B.; RODERJAN, C.V. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na serra da igreja, Paraná. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, n.4, p. 1113-1126, 2011.
- SHANGA, Z.; YANGB, S.; WANGC, Y.; SHIC, J.; DINGA, L.; LONGA, R. Soil seed bank and its relation with above-ground vegetation along the degraded gradients of alpine meadow. **Ecological Engineering**, v.90, p. 268–277, 2016.
- SNYMAN, H. A. Disturbances Impact on Longevity of Grass Seeds, Semi-Arid South African Rangeland. **Rangeland Ecology & Management**, v. 66, n. 2, p.143-156, 2013.
- SPRENGELMEYER, E. E.; REBERTUS, A. J. Seed bank dynamics in relation to disturbance and landscape for an ant-dispersed species. **Plant Ecol**, v.216, n.3, p.371–381, 2015.
- van ETTEN, E.J.B.; NEASHAM, B.; DALGLEISH, S. Soil seed banks of fringing salt lake vegetation in arid Western Australia – density, composition and implications for postmine restoration using topsoil. **Ecological Management & Restoration**, v. 15, n. 3, p. 239–242, 2014.

VANDVIK, V.; KLANDERUD, K.; MEINERI, E.; MÅREN, I. E.; TÖPPER, J. Seed banks are biodiversity reservoirs: species–area relationships above versus below ground. **Oikos**, v.125, n.2, p. 218–228, 2016

WALCK, J.L., BASKIN, J.M., BASKIN, C.C., HIDAYATI, S.N., 2005. Defining transient and persistent seed banks in species with pronounced seasonal dormancy and germination patterns. **Seed Science Research**, v.15, n. 3, p.189–196.

**ARTIGO 3 - RESPOSTA GERMINATIVA DE QUATRO ESPÉCIES  
CAMPESTRES À VARIAÇÕES DE TEMPERATURAS**

Germination of grassland species – temperature

Railma Pereira Moraes<sup>1, 2\*</sup>, Warley Augusto Caldas Carvalho<sup>2</sup>, Rossi Allan Silva<sup>2</sup>, José Aldo Alves Pereira<sup>2</sup>

1 - Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Estado do Amazonas, Tabatinga, Brasil.

2 - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

\* Corresponding author

**E-mail:** railmoraes@yahoo.com.br (RPM)

**(VERSÃO PRELIMINAR)**

**Artigo formatado de acordo com a norma do periódico  
Acta Botanica Brasilica.**

## **Resposta germinativa de quatro espécies campestres a variação de temperatura na Mata Atlântica do Sul de Minas Gerais**

**Resumo:** Estudos sobre a influência das variáveis ambientais na vegetação ajudam a prever a potencial disseminação e estabelecimento das plantas, até mesmo em áreas alteradas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de germinação de quatro espécies herbáceas com ocorrência em ambientes campestres, sob a variação de temperatura, para subsidiar o planejamento e o uso das mesmas em projetos de restauração. Foram testadas cinco temperaturas (12°C, 20°C, 25°C, 30°C e 35°C), para quatro espécies de ocorrência em campos (*Aristida jubata*, *Tibouchina sellowiana*, *Vernonantura phosphorica* e *Baccharis tridentata*). Verificou-se que tratamentos com temperaturas entre 20 e 30°C favorecem a germinação, enquanto temperaturas inferiores a 12°C e superiores a 35°C inibem o processo germinativo, podendo levar a morte ou somente a um retardo temporário na germinação. Projetos bem-sucedidos de restauração em áreas campestres exigem uma estratégia de plantio e semeadura, em função das características ambientais locais. Cabe ressaltar que mudanças climáticas locais podem favorecer mudanças na composição fitossociológica de ambientes campestres.

**Palavras-chave:** Mudança de temperatura, Mudanças Ambientais, Capacidade Germinativa, Espécies Herbáceas, Recuperação de Área Degradada.

**Germinative response of four grassland species to temperature variation in the Atlantic Forest, South of Minas Gerais, Brazil**

**Abstract** - Studies on the influence of environmental variables on vegetation help to predict the potential dissemination and establishment of plants, even in altered areas. The study aimed to evaluate the germination capacity of four herbaceous species that occur in grassland environments, under the temperature variation, to subsidize the planning and use of these plants in restoration projects. We tested five temperatures (12°C, 20°C, 25°C, 30°C and 35°C) for four species that occur in fields (*Aristida jubata*, *Tibouchina sellowiana*, *Vernonantura phosphorica* and *Baccharis tridentata*). It was found that treatment with temperatures between 20°C and 30°C favor the germination, whereas temperatures below 12°C and above 35°C inhibit the germination process and may lead to death or only a temporary delay in germination. Thus, successful projects of restoration in grassland areas require a planting and sowing strategy, depending on local environmental characteristics. It is noteworthy that the national climatic changes may favor changes in the phytosociological composition of grassland environments.

**Keywords:** Temperature Change, Environmental Changes, Germinative Capacity, Herbaceous Species, Degraded Area Recovery.

## **Introdução**

A temperatura exerce influência na regulação da germinação de sementes (Javaid & Tanveer, 2014; Nunes et al., 2016), tendo papel importante na determinação da periodicidade de germinação e na distribuição das espécies (Baskin & Baskin, 1998; Fernández-Pascual, 2016). Em formações campestres, como os campos de altitude e os campos rupestres, as sementes possuem comportamentos particulares de germinação (Nunes et al. 2016) que permitem a propagação das espécies em condições de alternância diária de temperatura, além do fato da ocorrência de queimadas periódicas.

Os campos rupestres têm sua ocorrência associada, principalmente, a afloramentos de quartzito, arenito e minério de ferro; enquanto os campos de altitude estão associados a rochas ígneas ou metamórficas, como granito e gnaiss (Vasconcelos, 2011). Em campos de altitude predominam as formações com vegetação herbácea, solos pobres em nutrientes (Benites et al., 2003), podendo ocorrer rochas com caráter ácido, ricas em alumínio (Caiafa & Silva, 2005), o que por sua vez favorece a atividade de mineração. Contudo, a fragilidade deste ecossistema (Caiafa & Silva, 2005; Silva et al., 2017), em contraponto a intensidade de impactos negativos gerados durante as atividades de mineração, torna a recuperação de áreas campestres um desafio (Parrotta & Knowles, 2001). Projetos bem-sucedidos de recuperação em áreas campestres devem empregar espécies nativas, as quais já estão adaptadas a cada região de interesse, para garantir uma efetiva recolonização da área

degradada, auxiliando no recomeço dos processos ecológicos e de ciclagem de nutrientes (Maiti & Maiti, 2015).

Há pouco investimento científico e econômico em estudos de propagação das espécies campestres, com isso há pouca informação sobre os mecanismos de funcionamento destes ambientes, o que leva ao insucesso de projetos de recuperação ambiental. Deve-se ressaltar a temperatura como um fator condicionante ou não a germinação (Baskin & Baskin, 1998), mas que ganha novo destaque com os estudos avaliando os impactos das mudanças climáticas. A mudança de temperatura pode mudar a composição vegetal, favorendo ou não a presença de algumas espécies (Bustamante et al., 2012; Franco et al., 2014).

A fim de reduzir os custos e aumentar a eficácia das restaurações nestas paisagens, para Dayrell et al. (2016) é necessário um maior investimento nestas pesquisas, para que abordem questões relacionadas à propagação das espécies. Assim, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a influência da temperatura na germinação de espécies herbáceas, que ocorrem em ambientes campestres, visando seu manejo para utilização na recuperação de áreas degradadas.

## **Material e Métodos**

### **Área de estudo**

A pesquisa foi desenvolvida com material oriundo dos municípios de Poços de Caldas (campos de altitude) e Lavras (campos rupestres), ambas na região do sul de Minas Gerais, separadas por 170 km em linha reta. O clima é caracterizado por temperatura média anual de 24,3°C,

precipitação anual de 1.695 mm (IBGE, 2012), concentrada entre os meses de setembro a março, com uma estação seca que inicia em abril e prolonga-se até agosto, e com clima (Pereira et al., 2010). O clima é mesotérmico, do tipo Cwb, segundo classificação de Köppen (Moraes; Jiménez-Rueda 2008)

### **Coleta das sementes**

Foram colhidos frutos com sementes em dispersão natural, de *Aristida jubata* (Arechav.) Herter, *Tibouchina sellowiana* (Cham.) Cogn. e *Vernonanthura phosphorica* (Vell.) H.Rob., em campos de altitude na região de Poços de Caldas, MG (21° 54' 0" S e 46° 27' 10" W). Somente a espécie *Baccharis tridentata* DC. foi colhida em campos rupestres na Serra do Farias, em Lavras – MG (21° 16' 37" S e 44° 55' 08" W). Cabe ressaltar que as espécies ocorrem tanto em campos de altitude como em campos rupestres.

Em Poços de Caldas a coleta foi em agosto de 2015 e em Lavras em fevereiro de 2016, a partir de 10 plantas, até a formação de lotes com quantidade suficientes para análises em laboratório, onde as sementes foram separadas dos frutos e limpas, para em seguida serem mantidas em temperatura ambiente de 28°C, até fevereiro de 2016, quando foram realizados os testes de germinação.

### **Análises em laboratório**

O ensaio foi conduzido no Laboratório de Sementes Florestais do Departamento de Ciências Florestais (DCF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em fevereiro de 2016. Foram testadas cinco temperaturas diferentes: 12°C, 20°C, 25°C, 30°C e 35°C, em uma mesa termogradiente. Para a germinação, as sementes foram mantidas em placas de petri, sobre papel germitest. As sementes foram examinadas e umedecidas diariamente até que não houvesse nova germinação. Foram consideradas germinadas aquelas que apresentaram protrusão da radícula ( $\geq 2\text{mm}$ ) e a presença de parte aérea. Após o período de 32 dias, as sementes duras, que não germinaram nos tratamentos, foram transferidas para as temperaturas constantes de 25°C, mantidas por mais 15 dias, quando a germinação cessou.

### **Avaliação da germinação**

A contagem foi realizada diariamente, sendo contabilizadas plântulas normais e anormais, sementes vazias, deterioradas e duras, sendo estas últimas transferidas para germinadores a temperatura de 25°C, afim de avaliar o efeito da temperatura na germinação da espécie. Os resultados foram expressos em percentagem e calculou-se os dias transcorridos após a instalação (DAI), em cada tratamento e para cada espécie.

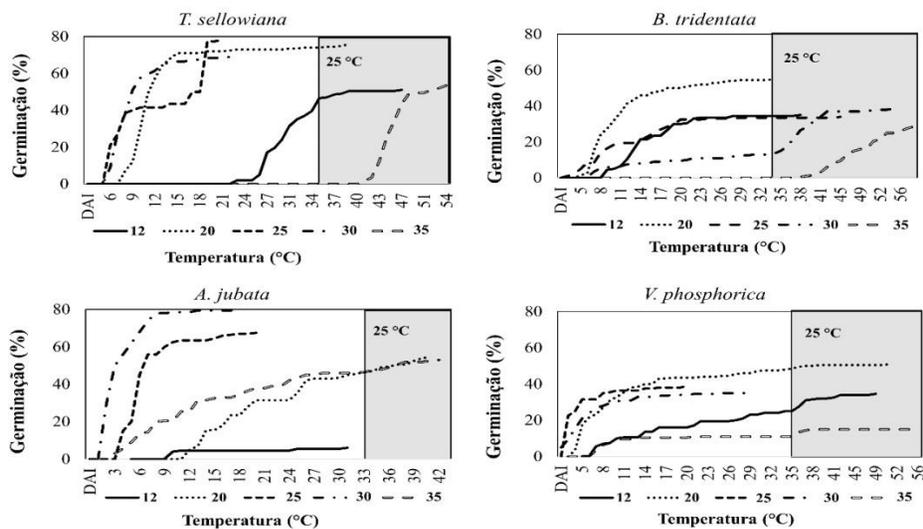
O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente ao acaso, com cinco tratamentos (temperaturas) e quatro repetições de 50 sementes por tratamento, para as quatro espécies. A variação da germinação (y) nas temperaturas (x) foi estudada através da regressão

polinomial, seguida de análise de variância e teste de Tukey, a 5% de probabilidade, utilizando o Software estatístico R (R Core Team 2016).

## Resultados e Discussão

### Influência da temperatura

Os testes de germinação mostraram que sementes das quatro espécies campestres estudadas não apresentaram dormência. Observou-se que as espécies obtiveram o primeiro pico de germinação na primeira semana de teste (Fig. 1). A maior germinação inicial dessas espécies representou uma vantagem em relação a outras espécies, considerando seu rápido desenvolvimento, quando comparadas às espécies estudadas por Ter Heerd et al. (2017).



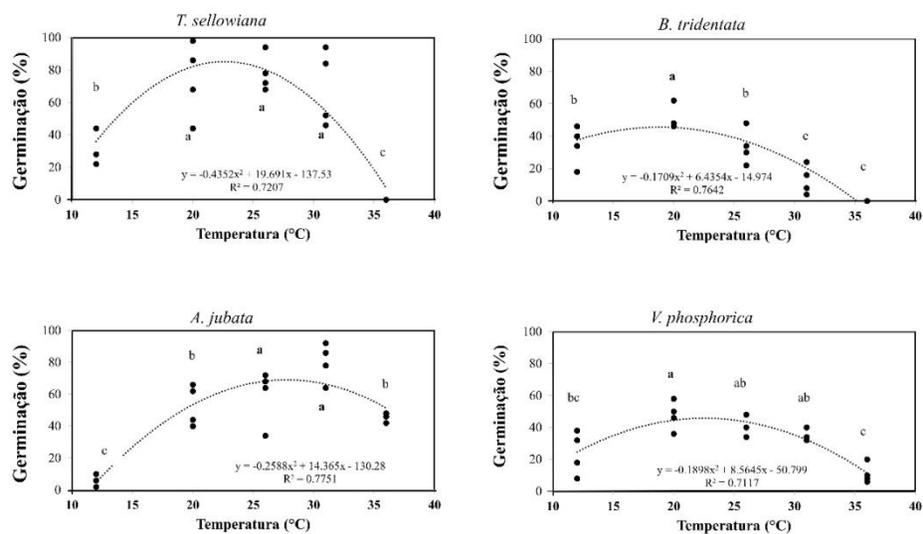
**Figura 1** Germinação de sementes de *T. sellowiana*, *B. tridentata*, *A. jubata* e *V. phosphorica*, submetidos a temperaturas 12, 20, 25, 30, 35°C. Dias Após Instalação (DAI). Sementes duras, germinadas em temperatura de 25°C (■) após os tratamentos.

A expressiva germinação inicial pode implicar na ausência destas espécies no banco de sementes, ferramenta essencial para a recuperação de áreas degradadas por mineração, sendo importante a introdução posterior destas espécies. No caso da região de Poços de Caldas, a mineração de alumínio recorre a estas técnicas, que necessitam de banco de sementes viáveis. Apesar das espécies campestres estarem relacionadas a elevada proporção de sementes inférteis (Carmona et al., 1999; Le Stradic et al., 2015; Kolb et al., 2016), condições de temperaturas mais favoráveis possibilitaram a germinação de 73,5% para *T. sellowiana* e a 80% para *A. jubata* (Fig. 1).

Verificou-se que a 12°C de temperatura, houve baixa germinação para todas as espécies, com os seguintes destaques: um retardo acentuado para *T. sellowiana* ocorrendo germinação de apenas 5,5% das sementes de *A. jubata*; para *V. phosphorica* a germinação atingiu 23%; e para *B. tridentata* 33,5% ao final do ensaio. Nunes et al. (2016) afirmaram que baixas temperaturas geralmente diminuem a taxa de germinação. Tais dados indicam que a coleta e o armazenamento do *topsoil* em períodos de baixa temperatura potencializam a manutenção da viabilidade de um maior número de espécies, aumentando a diversidade do ambiente em recuperação.

Quando a temperatura é elevada a 20°C, a espécie *B. tridentata* teve seu maior pico de germinação. Esta temperatura proporcionou germinação estatisticamente similar às outras espécies avaliadas (Figura 2), a exceção foi *A. jubata* que continuou apresentando baixos percentuais. Rodrigues & Silveira (2013) verificaram que as temperaturas

de 20 e 25°C possibilitam maiores percentuais de germinação para as sementes de *Trembleya laniflora*, espécie arbustiva endêmica de regiões montanhosas do sudeste do Brasil. Sabe-se que a temperatura média da região sudeste está em torno de 24,3°C (IBGE, 2012), facilitando assim a germinação e sendo este um processo irreversível (Nunes et al., 2016), muitas sementes são levadas à morte, tendo como consequência a ausência destas espécies em bancos de sementes.



**Figura 2** Regressão polinomial da germinação de sementes de *T. sellowiana*, *B. tridentata*, *A. jubata* e *V. phosphorica*, avaliadas nas temperaturas 12, 20, 25, 30, 35°C, submetidas ao teste Tukey.

Temperaturas elevadas como 30 e 35°C proporcionaram um declínio na germinação, exceção para as espécies *A. jubata* e *T. sellowiana*, que alcançaram bons percentuais em 30°C (Figura 2). Para

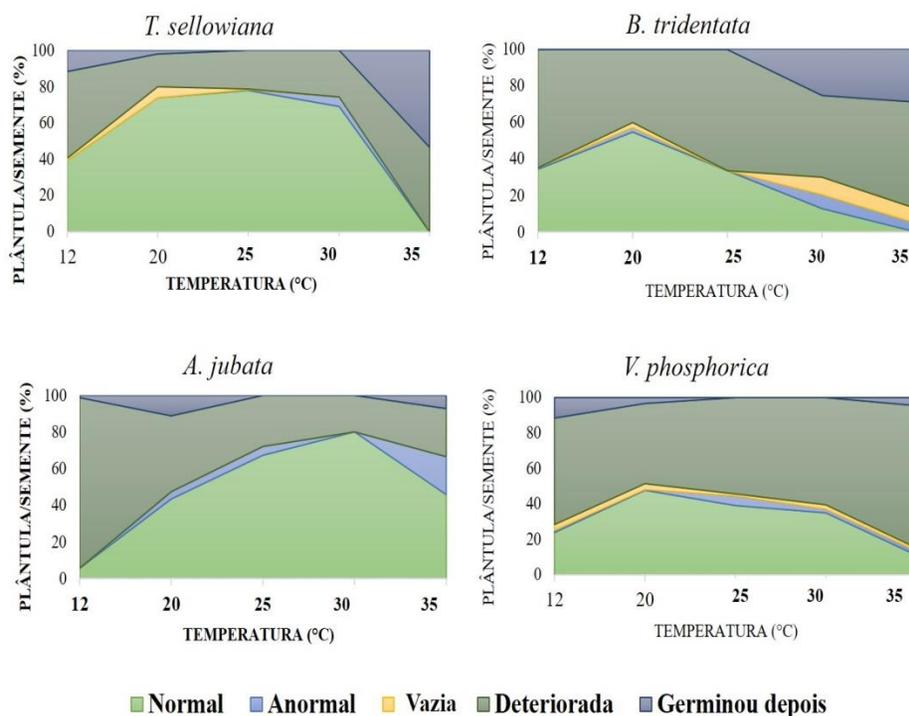
esta última, assim como para *B. tridentata*, a temperatura de 35°C inibiu a germinação, possibilitando a germinação em condições favoráveis, enquanto para *A. jubata* a germinação foi contínua e superior às percentagens alcançadas nas condições de 12 e 20°C (Figura 1). Para Bell & Williams (1998); Conceição & Pirani (2016) algumas espécies são tolerantes a dessecação, sendo que o calor influencia os processos fisiológicos dentro do embrião.

Não houve uma relação geral entre germinação das espécies campestres e a temperatura (Figura 2). Para algumas espécies (*A. jubata* e *T. sellowiana*) a germinação aumentou na presença de temperaturas mais elevadas, enquanto para *B. tridentata* a germinação diminuiu em temperaturas mais elevadas. Os resultados obtidos nesta pesquisa estão alinhados com estudos realizados por Ter Heerdt et al., (2017), onde as respostas das espécies às mudanças ambientais (elevação de temperatura) nestas condições ambientais são altamente específicas para cada espécie. A preferência por intervalos diferentes de temperatura é explicada por Souza et al. (2016) como uma resposta a competição, provocando redução na germinação e aumentando o tempo para o estabelecimento das mudas. A resposta diferenciada a variação de temperatura, é um indicativo que mudanças nas estruturas populacionais como densidade e dominância das espécies podem ser influenciadas pelas mudanças climáticas.

### **Influência das espécies**

*Tibouchina spp.* representa espécies nativas, pioneiras e relevantes na recuperação de ecossistemas degradados (Tabarelli & Mantovani, 1999), em particular pelo grande número de sementes produzidas e mais

de uma floração anual (Longhi, 1995). A espécie *T. sellowiana*, com sementes pequenas, facilmente se enterram e permanecem nos bancos de sementes do solo até encontrar condições favoráveis. Sua germinação ocorreu em ampla faixa de temperatura, sendo o pico mais rápido a 25°C (Figura 3). Tal característica pode ser aproveitada em áreas de recuperação, visto que as sementes resistem às temperaturas elevadas e a sua manutenção em temperaturas acima de 35°C retarda a germinação das sementes, apesar da elevada porcentagem de sementes deterioradas ou mortas.



**Figura 3** Percentagem de *T. sellowiana*, *B. tridentata*, *A. jubata* e *V. phosphorica*, classificadas em plântulas normal, anormal, sementes vazias, deterioradas e duras.

*A. jubata* apresentou maiores percentagens de germinação nas faixas de 25 e 30°C de temperatura. Os dados demonstram que a espécie tem preferência de germinação em condições com temperaturas elevadas (dentre as estudadas), sendo que baixas temperaturas causaram elevada deterioração ou mortandade nas sementes (Figura 3). Provavelmente na tentativa de evitar baixas temperaturas a dispersão coincide com o início da estação chuvosa, quando ocorrem condições de calor e umidade favoráveis à sua propagação e desenvolvimento.

Para *A. jubata* o grande número de sementes, a rápida germinação, juntamente às longas aristas (representa importante fonte de matéria orgânica e para o recobrimento do solo) e mais a facilidade da coleta das sementes, tem ocasionado crescente uso da espécie em áreas de recuperação. De acordo com Conceição & Pirani (2016) espécies tolerantes a elevadas temperaturas são as primeiras a colonizar áreas isoladas em campos rupestres. Nesse sentido seu plantio para recuperação inicial de áreas degradadas deve ser incentivado, contudo faz-se necessário a implantação de medidas de controle para evitar a monodominância da espécie e a manutenção da diversidade em ambientes frágeis, como no caso dos campos de altitude.

A espécie *B. tridentata*, na temperatura de 20°C, apresentou germinação diferente estatisticamente para as demais temperaturas (Figura 2). As temperaturas mais elevadas favoreceram a viabilidade das sementes, o que possibilitou a germinação em temperatura constante de 25°C, assim como algumas sementes permaneceram duras, após o

encerramento do ensaio. Os resultados apontaram que acima de 30°C houve baixa germinação da espécie (Figura 3).

Para a espécie *V. phosphorica* também houve ampla faixa de temperatura de 20 a 30°C e, assim como para a *A. jubata*, houve germinação em temperatura de 35°C (Figura 3). Apesar de germinar em todas as temperaturas testadas, a espécie (*V. phosphorica*) apresentou baixa percentagem de germinação, quando comparadas às demais espécies do estudo. O percentual de sementes mortas, assim como *B. tridentata*, foi distribuído em todas as faixas de temperaturas (Figura 3), evidenciando que as espécies campestres têm elevada proporção de sementes vazias (Carmona et al., 1999; Le Stradic et al., 2015; Kolb et al., 2016). Assim, a inclusão da espécie em projetos de recuperação exige uma coleta de grande número de sementes, caso não seja possível deve-se fazer sua substituição por outra, que possa dar início aos processos ecológicos de forma viável e efetiva.

As espécies *B. tridentata* e *V. phosphorica* apresentaram germinação contínua, ou seja, ao longo do tempo. Tal característica fornece uma estratégia útil para a reintrodução da planta, tendo em vista que a alternância de períodos pode levar a mortalidade de muitas plântulas. Por não apresentarem dormência, possivelmente as espécies estudadas serão encontradas em pequenas quantidades ou estarão ausentes nos bancos de sementes. Assim sendo, seu estabelecimento em áreas de recuperação requer coleta e mistura destas sementes em plantio por semeadura (Russell, 2011).

Foram encontrados comportamentos germinativos distintos, quando avaliada a temperatura ideal de germinação, segundo Fernández-Pascual (2016) este comportamento pode ser interpretado como um mecanismo de detecção de lacunas. Para a espécie *B. tridentata* a temperatura de 20°C possibilitou maior percentagem de germinação, enquanto que nesta mesma temperatura a germinação de *A. jubata* foi lenta, e para as outras duas espécies as percentagens se assemelham para as temperaturas entre 25 e 30°C. Ao se considerar as atividades de mineração, quando o solo está descoberto e a intensidade de calor é maior, torna-se propício a emergência e o estabelecimento de *A. jubata*. Neste sentido os dados da pesquisa contribuem para o avanço do conhecimento da restauração ecológica em campos de altitude e campos rupestres auxiliando no planejamento da melhor forma de condução destes processos na prática.

A germinação variou não só em função das temperaturas testadas como também das características das espécies, indicando que a resposta germinativa das espécies pode variar em função das mudanças nos regimes de temperatura no tempo e qualidade do armazenamento do *topsoil*. Observa-se ainda que a composição das comunidades vegetais campestres possa ser influenciada por configurações específicas das condições ambientais, pois a quantidade e a velocidade de germinação das sementes podem estar correlacionadas com as condições ambientais em diferentes microhábitats e estações do ano (Nunes et al., 2016; Fernández-Pascual, 2016). Para atender a demanda de diversidade durante os projetos de recuperação é importante entender as características

ecológicas e as condições ambientais, que poderão influenciar o estabelecimento e a variação na composição das comunidades estudadas.

### **Conclusão**

As espécies *T. Sellowiana* e *A. jubata* apresentaram alta percentagem de germinação. As temperaturas entre 20 e 30°C favoreceram a germinação das espécies campestres estudadas. As temperaturas extremas inibiram o processo germinativo, podendo levar a morte ou somente a um retardo temporário na germinação destas espécies.

## Referências

- Baskin CC, Baskin JM. 1998. Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. New York: Elsevier pp. 56–76.
- Bell DS, Williams DS. 1998. Tolerance of thermal shock in seeds. *Australian Journal of Botany* 46: 221–233.
- Benites VM, Caiafa NA, Mendonça ES, Schaefer CE, Ker JC. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. *Floresta e Ambiente* 10: 76-85.
- Bustamante MMC, Nardoto GB, Pinto AS, Resende JCF, Takahashi FSC, Vieira CG. 2012. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* 72(3, Suppl.): 655-671.
- Caiafa NA, Silva AF. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais - Brasil. *Rodriguésia* 56: 163-173.
- Carmona R, Martins CR, Fávero AP. 1999. Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Pesquisa Agropecuária* 34: 1067-1074.
- Conceição AA, Pirani JR. 2016. Succession on the Rocky Outcrop Vegetation: A Rupestrian Grassland Scheme. In: FERNANDES, GW (ed.). *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil*. Elsevier pp. 181-206. DOI: 10.1007/978-3-319-29808-5\_9
- Dayrell RLC, Arruda AJ, Buisson E, Silveira FAO. 2016. Overcoming challenges on using native seeds for restoration of megadiverse resource-

poor environments: a reply to Madsen et al. *Restoration Ecology* 24: 710–713. DOI : 10.1111/rec.12450

Fernández-Pascual E. 2016. Comparative seed germination traits in bog and fen mire wetlands. *Aquatic Botany* 130: 21–26. DOI: 10.1016/j.aquabot.2016.01.001

Franco AC. 2014. Cerrado vegetation and global change: the role of functional types, resource availability and disturbance in regulating plant community responses to rising CO<sub>2</sub> levels and climate warming. *Theoretical and Experimental Plant Physiology* 26: 19-38.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. IBGE, Rio de Janeiro p. 275.

Javaid MM, Tanveer A. 2014. Germination ecology of *Emex spinose* and *Emex australis*, invasive weeds of winter crops. *Weed Research* 54: 565–575. DOI: 10.1111/wre.12111

Kolb RM, Pilon NAL, Durigan G. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasilica* 30: 87-92. DOI: 10.1590/0102-33062015abb0199

Le Stradic S, Silveira FAO, Buisson E, et al. 2015. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. *Ecological Society of Australia* 40: 537–546. DOI: 10.1111/aec.12221

Limon A, Peco B. 2016. Germination and emergence of annual species and burial depth: Implications for Restoration Ecology. *Acta Oecologica* 71: 8–13. DOI: 10.1016/j.actao.2016.01.001

Longhi RA. 1995. Livro das Árvores: árvores e arvoretas do Sul. Porto alegre: L&PM p. 176.

Maiti SK, Maiti D. 2015. Ecological restoration of waste dumps by *topsoil* blanketing, coir-matting and seeding with grass–legume mixture. *Ecological Engineering* 77: 74–84. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.01.003

Moraes FT, Jimenez-Rueda JR. 2008. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. *Revista Brasileira de Geociências* 38 : 196-208.

Nunes FP, Dayrell RLC, Silveira FAO, et al. 2016. Seed Germination Ecology in Rupestrian Grasslands. In: FERNANDES, G. W. (ed.). *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil* pp. 207-225. DOI: 10.1007/978-3-319-29808-5\_10

Parrotta JA, Knowles OH. 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering* 17:219-239. DOI: 10.1016/S0925-8574(00)00141-5

Pereira JAA, Fontes MAL, Silva RA, et al. 2010. Plano de Manejo do Parque Municipal da Serra de São Domingos - Volume II. Prefeitura de Poços de Caldas e Lavras/DCF-UFLA p. 205.

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from: <https://www.R-project.org/>.

Rodrigues ERS, Silveira FAO. 2013. Seed germination requirements of *Trembleya laniflora* (Melastomataceae), an endemic species from neotropical montane rocky savannas. *Plant Species Biology* 28: 165–168. DOI: 10.1111/j.1442-1984.2012.00396.x

Russell M. 2011. Dormancy and Germination Pre-Treatments in Willamette Valley Native Plants. *Northwest Science* 85: 389–402. DOI: [10.3955/046.085.0222/](https://doi.org/10.3955/046.085.0222/).

Silva RA, Pereira JAA, Barros DA, Nascimento GO, Borges LAC. 2017. Conectividade estrutural frente às atividades econômicas na mata atlântica: o caso do quadrilátero ferrífero (Minas Gerais). *Revista de Ciências Agro-Ambientais* 15: 1-20.

Souza LF, Gasparetto BF, Lopes RR, Barros IBI. 2016. Temperature requirements for seed germination of *Pereskia aculeata* and *Pereskia grandifolia*. *Journal of Thermal Biology* 57: 6–10. DOI: 10.1016/j.jtherbio.2016.01.009

Tabarelli M, Mantovani W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta de São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 22: 217-223.

Ter Heerdt GNJ, Veen CGF, Van Der Putten WH, Bakker JP. 2017. Effects of temperature, moisture and soil type on seedling emergence and mortality of riparian plant species. *Aquatic Botany* 136: 82–94. DOI: 10.1016/j.aquabot.2016.09.008

Vasconcelos, MF. 2011. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? *Revista Brasileira de Botânica* 34:241-246.



**ARTIGO 4 - *Aristida jubata*: ASPECTOS ECOLÓGICOS QUE  
REFORÇAM SUA APLICAÇÃO EM RECUPERAÇÃO DE ÁREAS  
DEGRADADAS**

<sup>2</sup> Railma Pereira Moraes<sup>3</sup>, Rossi Allan Silva<sup>3</sup> José Aldo Alves Pereira<sup>4</sup>,  
Warley Augusto Caldas Carvalho<sup>3</sup>, Anderson Cleiton José<sup>3</sup>

**(VERSÃO PRELIMINAR)**

**Artigo formatado de acordo com as normas para submissão da  
revista CERES.**

---

<sup>2</sup> Este trabalho é parte da tese de doutorado da primeira autora.

<sup>3</sup> Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Estado do Amazonas, Tabatinga, Amazonas, Brasil. [rilmoraes@yahoo.com.br](mailto:rilmoraes@yahoo.com.br)

<sup>4</sup> Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil.  
[rossiallan@gmail.com](mailto:rossiallan@gmail.com); [j.aldo@dcf.ufla.br](mailto:j.aldo@dcf.ufla.br); [wacaldas@yahoo.com.br](mailto:wacaldas@yahoo.com.br);  
[acjose@dcf.ufla.br](mailto:acjose@dcf.ufla.br)

**Resumo:** A escolha de espécies campestres representa um entrave para a recuperação de áreas degradadas. O trabalho foi realizado com o objetivo de investigar o efeito de variáveis ambientais sobre a germinação de *Aristida jubata* (Arechav.) Herter e fornecer informações complementares sobre sua propagação. Foram realizados ensaios em viveiro comparando a profundidade de semeadura (1 e 5 cm) e condições de luminosidade (50 e 100%), além de armazenamento sob o solo. Em laboratório foi avaliada a influência da luz (presença e ausência) e a temperatura para germinação (25 e 30°C). Avaliou-se a influência da intensidade do fogo e o armazenamento sobre a viabilidade das sementes. Verificou-se diferenças significativas em relação a viabilidade das sementes quando essas foram enterradas em diferentes profundidades. A semeadura na profundidade de 5 cm reduziu a germinação para 28%. O armazenamento no solo resultou na mortalidade total do lote de sementes após um período de 2 meses. A espécie mostrou-se indiferente a condição de luminosidade, sob condições controladas de laboratório. Em relação à temperatura de germinação, os melhores resultados foram obtidos a 30°C. Verificou-se a tolerância das sementes dessa espécie a simulação de incêndios de baixa intensidade. O armazenamento das sementes por um ano em temperatura ambiente não afetou a viabilidade das mesmas. A espécie apresentou características que indicam elevada taxa de resiliência ao ambiente, sendo importante seu uso na fase inicial da recuperação de áreas degradadas, facilitando a entrada de outras espécies no ecossistema.

**Palavras-Chave:** Restauração ecológica; Propagação de Espécies; Espécie Campestre; Capim Barba-de-bode.

## INTRODUÇÃO

Poucas espécies vegetais podem tolerar os solos rasos, ácidos e pobres em nutrientes, assim como, ambientes com ampla variação térmica e em altitude elevadas, tais como os campos de altitude da região sul de Minas Gerais. A recuperação em ambientes campestres após distúrbios exige estudos e aplicação de técnicas diferenciadas. Tratam-se de ambientes com elevado grau de endemismo, alta fragilidade ecológica, essenciais na captação de água (Conceição *et al.*, 2015; Garcia *et al.*, 2014; Safford, 2007), mas que vem sofrendo alterações devido às atividades antrópicas, como a pecuária e a mineração, que favorecem as invasões por plantas tipo K-estrategista, como o *Melinis minutiflora* P. Beauv (Alves *et al.*, 2014).

As atividades de recomposição florística de áreas degradadas do complexo campestre abrangem os campos de altitude e os campos rupestres. De acordo com a legislação (Resolução CONAMA 423/2010) a recomposição destas áreas requer o uso de espécies campestres e nativas. Contudo, as informações existentes sobre propagação das espécies nativas ainda não permitem seu uso em todos os biomas de forma efetiva (Moras Filho *et al.*, 2017). A espécie *Aristida jubata* (Arechav.) Herter tem sido utilizada por fornecer alta quantidade de sementes, pertencente à família Poaceae, possui forma de vida do herbaceae, sendo também conhecida como barba-de-bode, devido suas longas aristas (prolongamento delgado, encontrado no ápice das espiguetas). Suas aristas proporcionam proteção do solo, pois tornam-se matéria orgânica possibilitando o recobrimento do solo, antes mesmo do estabelecimento de plântulas. Apesar dos

benefícios, sua ampla utilização ocorre sem que haja estudos ecológicos sobre sua reprodução e a interação com outras espécies. Essa falta de informações pode levar ao uso indevido da espécie em áreas onde seu plantio seja ecologicamente inadequado e perigoso, como o ecossistema em questão.

Os fatores ambientais estabelecem uma filtragem ecológica, determinante desde os primeiros estágios de vida da planta até sua distribuição quando em estágio adulto (Fraaije *et al.*, 2015; Mondoni *et al.*, 2015). Em ambientes com climas sazonais, a temperatura e a luz são bons indicadores da época do ano e, portanto, afetam fortemente o tempo de germinação (Hu *et al.*, 2014). Atividades antrópicas também podem ocasionar mudanças no ambiente alterando as condições de sombreamento, recobrimento no solo, calor, luz, dentre outras. Além desses fatores, em áreas campestres os incêndios são recorrentes, podendo atuar como uma força seletiva ou ainda superar a dormência física de algumas sementes (Gorgone-Barbosa *et al.*, 2016).

Para recuperar ou reduzir os impactos ambientais negativos decorrentes das alterações ou efeitos antrópicos, são indispensáveis, em muitas situações, a recuperação do dano causado. Assim, há necessidade de conhecimentos específicos sobre a germinação, a longevidade e o armazenamento de sementes das espécies potencialmente utilizadas nas ações de adequação do ambiente.

A capacidade de germinar em diferentes condições de luminosidade, profundidade de semeadura, tolerância a incêndios ou armazenamento pode ser importante para o processo de sobrevivência e

invasão da espécie (Tinoco-Ojanguren *et al.*, 2016). Alterar esses fatores na natureza pode levar a uma redução no sucesso de germinação de gramíneas de Cerrado e, portanto, pode comprometer a persistência dessas espécies a longo prazo (Kolb *et al.*, 2016). Este estudo teve como objetivo investigar o efeito de variáveis ambientais (luminosidade, profundidade de semeadura, incêndios e armazenamento) sobre a germinação de *Aristida jubata* (Arechav.) Herter, espécie tolerante a áreas perturbadas, de ocorrência natural em ambientes campestres, utilizada para recuperação de áreas degradadas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo e coleta de sementes**

Os diásporos (aqui referidos como sementes) da espécie *Aristida jubata* foram coletados em outubro de 2016, em Poços de Caldas, MG, Brasil, nas coordenadas aproximadas de 21°52'38"S e 46°27'48"O. A região está inserida no domínio Atlântico, classificadas como Florestas Estacionais Semidecíduais Alto-Montanas (IBGE, 2012).

A área de coleta é composta por campo de altitude, objeto de recuperação ecológica iniciada em 2012, após a exploração de bauxita. A coleta de sementes maduras foi realizada manualmente, quando se iniciou a dispersão natural. As sementes coletadas foram beneficiadas, secas em sala de secagem (20°C e 60% umidade relativa) e armazenadas em saco de papel no laboratório à temperatura de 25°C (+/-5°C) por até 30 dias.

## **Fenologia**

Para o estudo fenológico da espécie foram marcados, aleatoriamente, 10 indivíduos, observados qualitativamente, as seguintes fenofases: floração, frutificação, dispersão, lançamento de folhas novas e folhas velhas. O período de estudo foi de março de 2015 a fevereiro de 2016, com observações quinzenais.

A descrição dos padrões fenológicos foi realizada por meio da análise de distribuição circular para detectar o comportamento sazonal da espécie estudada (Zar, 1996), utilizando o software Oriana versão 4.0.

## **Ensaio em condições de viveiro**

Quando teve início os testes de germinação as aristas foram retiradas e procedeu-se aos ensaios nas condições descritas a seguir.

**Ensaio I** - Para testar a viabilidade das sementes enterradas foram selecionadas 1.000 sementes, divididas em cinco bolsas de nylon (15 cm × 10 cm), permeáveis a água. As bolsas foram enterradas em leito de areia na profundidade de 10 cm, irrigadas diariamente, retirando uma bolsa a cada dois meses. Entretanto, devido à deterioração de todas as sementes enterradas nessa profundidade, ainda na primeira coleta, a sequência da análise foi interrompida.

**Ensaio II** - Testou-se a influência da profundidade de semeadura e a luminosidade. Foram avaliadas duas profundidades (1,0 e 5,0 cm) e dois níveis de luminosidade (100% e 50%). A redução da luminosidade para 50% foi obtida pelo uso de tela tipo sombrite. As sementes foram dispostas em bandejas plásticas (9 x 24 x 34 cm), entre areia lavada e

previamente esterilizada em estufa a 150°C por 6 horas. Em cada tratamento foram utilizadas 6 repetições com 30 sementes cada. As plântulas emergentes, com pelo menos 2 cm de parte aérea foram contabilizadas diariamente, por um período de 40 dias. Os ensaios foram realizados no viveiro da Universidade Federal de Lavras (UFLA) entre os meses de novembro de 2016 e janeiro de 2017. A irrigação foi realizada diariamente, com regador. Além da porcentagem final de germinação, também foram calculados os índices de velocidade de germinação e tempo médio de germinação (MGT), calculados conforme Labouriau (1983).

### **Ensaio em condições de laboratório**

**Ensaio III** - Foram avaliados os efeitos da luz (presença e ausência) e temperatura (25 e 30°C) na germinação das sementes de *A. jubata*. As sementes foram colocadas para germinar em placas de Petri, sobre duas folhas de papel germitest e umedecidas diariamente. Para realizar a germinação em condições de escuro, as placas de Petri foram envoltas com papel alumínio. Nesse tratamento a avaliação da germinação foi realizada em sala escura, sob luz verde. Além da porcentagem final de germinação, também foram calculados os índices de velocidade de germinação e tempo médio de germinação (MGT), calculados conforme Labouriau (1983).

**Ensaio IV** – Para a avaliação da viabilidade durante o armazenamento, as sementes após coleta, beneficiamento manual e secagem foram acondicionadas em sacos de papel e mantidas em local

seco à temperatura ambiente ( $25\pm 5^{\circ}\text{C}$ ). Foram realizados testes de germinação aos 0, 3, 6, 8, 10 e 12 meses de armazenamento.

Para estes ensaios, cada tratamento foi composto por 8 repetições com 25 sementes cada. Os ensaios foram conduzidos no Laboratório de Sementes Florestais do Departamento de Ciências Florestais (DCF) da UFLA. Utilizou-se como critério de germinação a protrusão da radícula ( $\geq 2\text{mm}$ ) e a presença de folhas com comprimento maior que duas vezes o comprimento das sementes. As contagens foram realizadas diariamente por até 20 dias.

### **Tratamentos de choque térmico**

**Ensaio V** - Para simular o efeito de incêndios na viabilidade das sementes foi realizado um ensaio no qual as sementes foram expostas por cinco minutos às temperaturas de 60, 100 e  $140^{\circ}\text{C}$ , simulando o fogo brando, moderado e intenso, respectivamente, em estufa previamente aquecida. Estes tratamentos correspondem ao padrão temporal das temperaturas do solo observados durante os incêndios ( Trabaud, 1979; Tavşanoğlu *et al.*, 2015). Após a exposição das sementes às diferentes temperaturas em estufa elas foram colocadas para germinar sobre papel, em placa de Petri, na temperatura de  $30^{\circ}\text{C}$ , com luz contínua. Em cada tratamento foram utilizadas oito repetições com 25 sementes cada. Utilizou-se como critério de germinação a protrusão da radícula ( $\geq 2\text{mm}$ ) e a presença de folhas com comprimento maior que duas vezes o comprimento das sementes. As contagens foram realizadas diariamente por até 20 dias.

### **Análise estatística**

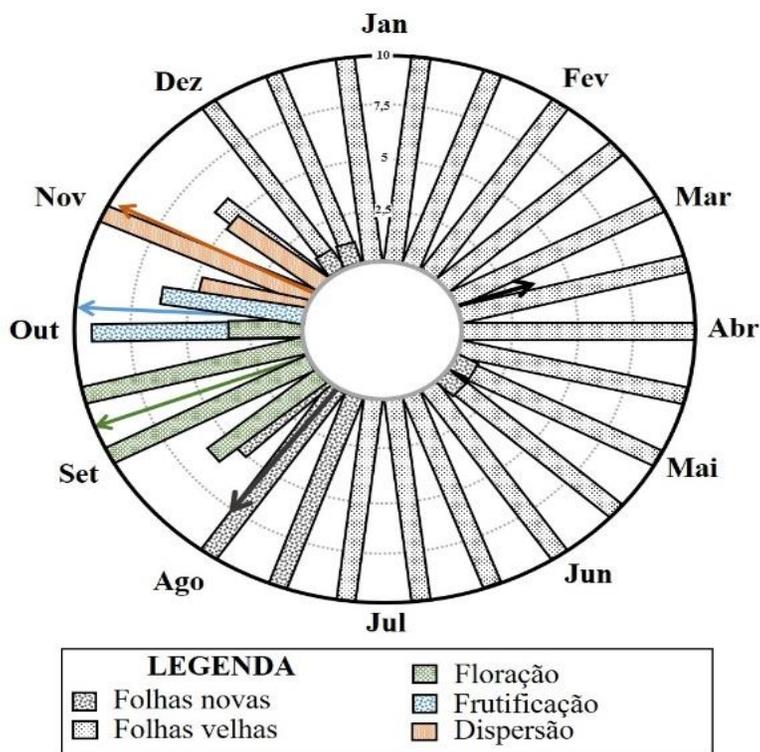
A deteriorização das sementes no ensaio I não permitiu análise estatística dos dados. Para os ensaios II e III a avaliação estatística deu-se em delineamento inteiramente casualizado, formando fatorial com dois fatores e dois níveis cada. Enquanto os ensaios IV e V procedeu-se com um delineamento inteiramente casualizado. Os resultados da germinação e emergência, para todos os ensaios, foram expressos em porcentagem.

A normalidade dos dados e a homocedasticidade foram testadas usando os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, sendo aplicado o teste Tukey a 5% de probabilidade. No caso de hipóteses de testes não paramétricos procedeu-se o GLM. As análises foram realizadas utilizando o Software estatístico R (R Core Team, 2016), pacote Easynova e Agricolae.

## **RESULTADOS**

### **Análise fenológica**

A floração de *A. jubata* é anual, com apenas um ciclo de produção de flores durante o ano, com pico em setembro (Figura 1). A predominância de frutificação ocorreu em outubro, e a dispersão ocorreu em novembro, coincidindo com o início do período chuvoso. A presença de folhas novas foi observada em períodos próximos às fenofases reprodutivas.



**Figura 1.** Fenologia de *Aristida jubata* avaliadas no período de março de 2015 a fevereiro de 2016, em Lavras, MG. As setas indicam a preferência da espécie pelas fenofases.

### Ensaio em condições de campo

Os resultados não mostraram diferença estatística entre os níveis de sombreamento estudados ( $F=0,399$ ;  $P \leq 0,555$ ), ou seja, a exposição à incidência de luz solar direta ou a manutenção das sementes em ambiente protegido (sombrite 50%) não afetou a emergência. Contudo, o fator profundidade de semeadura mostrou diferença estatística para o

percentual de emergência ( $F=64,700$ ;  $P \leq 0,001$ ), assim como para o IVE ( $F=18,763$ ;  $P \leq 0,0003$ ). Sementes enterradas a 1,0 cm de profundidade tiveram emergência superior aquelas enterradas a 5 cm (Tabela 1), não sendo verificada diferenças significativas para o TME (Tabela 1). O armazenamento das sementes no solo foi prejudicial a viabilidade das sementes, resultando em 100% de mortalidade (Ensaio I).

Tabela 1. Desdobramento dos níveis de luminosidade para cada nível de profundidade de semeadura das sementes de *Aristida jubata*. Letras minúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Luminosidade (%)	Profundidade (cm)	Emergência (%)	IVE*	TME*
50	1	69,5 a	5,2 a	6,4 a
	5	28,9 b	1,8 b	6,4 a
100	1	68,9 a	4,0 a	8,2 a
	5	35,0 b	2,2 b	7,3 a
CV		22,4	12,9	21,0

\*Análise de dados em GLM.

### Efeito da luz e temperatura na germinação

Verificou-se significância estatística para interação dos fatores luminosidade e temperatura ( $F=12,276$ ;  $P \leq 0,0004$ ). Contudo, quando avaliado o desdobramento dos níveis de temperatura em cada nível de luminosidade, constatou-se que na ausência de luz as sementes apresentaram alta percentagem de germinação. Na presença de luz e quando exposta a temperatura de 30°C a percentagem de germinação foi

estatisticamente igual aqueles encontrados na ausência de luz (Tabela 2). No tratamento com menor percentagem de sementes germinadas (luz\*25°C) verificou-se que em média 28% daquelas não germinadas estavam deterioradas.

Tabela 2. Desdobramento dos níveis de temperatura para cada nível de luz incidente sob as sementes de *Aristida jubata*. Letras minúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Luminosidade	Temperatura (°C)	Germinação (%)	IVG	TMG *
Escuro	25	81,0 a	2,961 a	7,2 a
	30	84,0 a	3,134 a	7,0 a
Luz	25	54,5 b	0,945 b	19,5 b
	30	75,0 a	2,371 a	8,2 a
CV		10,31	15,52	12,88

\* Análise de dados em GLM.

Os resultados de IVG e TMG foram similares a percentagem de germinação (Tabela 2), mostrando que na presença de luz e temperatura de 25°C as sementes estão mais propícias a deteriorar (28%).

### Efeito do fogo

Nos testes de simulação de incêndios a percentagem de germinação a 60°C foi superior ao controle, contudo, a exposição das sementes a temperaturas superiores que 60°C reduziu a germinação à zero ( $F=36,72$ ;  $P \leq 0,004$ ). O choque térmico à temperatura de 60°C, simulando

incêndios de baixa intensidade, além de aumentar a germinação, aumentou o IVG ( $F=6,524$ ;  $P \leq 2,2 \text{ e-}16$ ) e TMG ( $F=53,43$ ;  $P \leq 3,85 \text{ e-}06$ ).

Tabela 3. Germinação (%), índice de velocidade de germinação (IVG) e tempo médio de germinação (TMG) de sementes de *Aristida jubata*, após a aplicação de choque térmico em diferentes temperaturas por 5 minutos. Letras minúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Temperatura (°C)	Germinação (%) *	IVG *	TMG *
Controle	75,0 B	2,4 b	8,2 b
60°C	86,5 A	5,2 a	6,1 a
100°C	0,0	0,0	0,0
140°C	0,0	0,0	0,0
CV	14,2	25,5	11,7

\* Análise de dados em GLM.

### Armazenamento

Em condições de laboratório, o armazenamento não alterou a viabilidade das sementes ( $F=1,5898$ ;  $P \leq 0,1845$ ), no período de estudo (12 meses). Contudo, verificou-se decréscimo numérico no percentual germinativo, sendo significativo para o IVG ( $F=18,045$ ;  $P \leq 0,001$ ), tais resultados são indicativos que a partir deste período pode haver decréscimo na germinação da espécie (Tabela 4), tendo em vista a redução do vigor das sementes.

Tabela 4. Germinação (%), índice de velocidade de germinação (IVG) e tempo médio de germinação (TMG) de sementes de *Aristida jubata*, durante um (01) ano de armazenamento em temperatura ambiente. Letras minúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Armazenamento (Meses)	Germinação (%)	IVG	TMG
Controle	73,25 a	2,370 bc	8,30 c
3	80,50 a	3,440 a	6,00 a
6	77,50 a	2,740 b	7,30 b
8	78,00 a	2,576 b	7,80 bc
10	78,50 a	2,571 b	7,90 bc
12	71,50 a	1,883 c	8,10 bc
CV	9,81	12,640	8,16

## DISCUSSÃO

### **Influência da profundidade de semeadura na emergência de *Aristida jubata***

As sementes mantidas na superfície do solo têm maior probabilidade de germinar (Tabela 1). Os mecanismos de germinação podem ser ativados a medida em que as sementes superficiais são expostas à luz, variações da temperatura e da umidade (Alberguini & Yamashita, 2010; Baskin & Baskin, 2001; Hu *et al.*, 2013). Quando mantidas enterradas no solo as sementes têm contato com umidade excessiva, podendo levar a deterioração e mortalidade de sementes quando estas são armazenadas no solo (Ensaio I). Vale ressaltar que o tempo médio de emergência foi significativamente igual para ambas as profundidades de semeadura (Tabela 1).

A manutenção da espécie no banco de sementes do solo após a dispersão não é viável para o recrutamento de plântulas, como foi vista para *Stipa bungeana* (Hu *et al.*, 2013), e para *Ageratina altissima*, quando as sementes, mesmo com dormência, reduziram sua viabilidade em cerca de 33-37 meses após seu armazenamento no solo (Redwood *et al.*, 2016). Para *A. jubata*, a estratégia de dispersão é anemocórica, tendo mecanismos para dispor a semente na vertical, fincada ao solo (observação em campo), assim facilitando a germinação. Além disso, o peso diminuto das sementes é um indicativo que estas possuem pouca energia para emergência de plântulas em maiores profundidades (Alberguini & Yamashita, 2010; Limon & Peco, 2016).

Espécies com sementes de alta viabilidade facilitam a restauração, pela rápida cobertura vegetal (Limon & Peco, 2016). Contudo, este também pode ser o motivo pelo qual as mesmas espécies encontram-se em baixa densidade ou ausentes do banco de sementes do solo. Assim, para que a espécie componha a vegetação em regeneração, é indicado a coleta e plantio de sementes. Os resultados deste trabalho indicam que a semeadura em profundidade superior a 1 cm, pode causar a redução na taxa de germinação da espécie. Sendo possível inferir, que caso seja necessário o controle da espécie, a cobertura das sementes dispersas ou o enterro em profundidade superior a 5 cm, podem ser estratégias a serem estudadas. Contudo deve-se ponderar que os dados foram obtidos em ambientes controlados e em altitude inferior a dos campos de altitude.

### **Efeito da luz na germinação e emergência das sementes de *Aristida jubata***

A espécie apresentou comportamento não-fotoblástico, isto é, houve emergência indiferente das condições de luminosidade. Para a emergência da espécie em condição de campo verificou-se que a incidência de luz entre 50 e 100% não afetou a germinação (Tabela 1). Mesmo os mecanismos e as causas da germinação em ecossistemas campestres ainda não são claros (El-Keblawy 2017), nos ambientes abertos é comum a germinação quando as sementes de algumas espécies são colocadas na presença de luz (Ikeda *et al.*, 2008), contudo *A. jubata* mostrou-se indiferente a luminosidade, mesmo sendo uma espécie pioneira e campestre. A tolerância ao sombreamento também é descrita por Dias *et al.* (2016), para a espécie naturalizada *Megathyrsus maximus* (capim-colonião).

É importante ressaltar a possibilidade de germinação da espécie na ausência de luz, como no banco de sementes, por exemplo, reforçando a recomendação supracitada da coleta e plantio de sementes. Assim como para *Eragrostis plana*, Bittencourt *et al.* (2017) afirmam que a germinação no escuro é uma característica importante porque aumenta a invasividade da espécie. Mesmo que menor, a espécie apresenta a capacidade de colonizar ambiente aberto, visto em fases iniciais em áreas de restauração ecológica, onde em áreas com poucos anos de restauração é difícil se obter sombreamentos elevados, acima de 80% (Dias *et al.*, 2016).

Com o aumento da irradiação tem-se também o aumento da temperatura na superfície do solo (El-Keblawy, 2017). Os resultados indicam que a espécie responde diferentemente a temperatura. O tratamento com temperatura de 25 a 30°C, possibilitou maior percentagem de germinação (Tabela 2). A capacidade dessas espécies de germinar a temperatura de 30°C indica que a germinação pode ocorrer durante o verão, caracterizado na região por chuva frequente e temperatura elevada.

### **Tolerância a incêndios**

A prática do uso do fogo pode influenciar positivamente as trajetórias de recuperação populacional de espécies nativas (Trowbridge *et al.*, 2017), sendo a gestão do fogo necessária para a conservação dos campos (Kolb *et al.*, 2016). Para a espécie *Aristida jubata* a temperatura com maior percentagem de germinação está em torno de 30°C, sendo esta uma temperatura elevada comparada a outras espécies campestres (Moraes *et al.*, 2017). A espécie mostrou-se tolerante quando colocadas em condições simulando incêndios de baixa intensidade, com percentagem de germinação superiores ao controle, contudo, não houve germinação quando a temperatura utilizada para simulação de incêndios de média e alta (100 e 140 °C) intensidade, mesmo sendo estes, eventos recorrentes em ambientes campestres.

Esta característica torna-se ainda mais importante quando relacionada a fenofase reprodutiva ao período de maior ocorrência na região, que coincidentemente, são os mesmos, de agosto a novembro. Os

resultados corroboram ainda, com estudos que classificam as espécies campestre como não-dormentes, e que não apresentam tolerância ao aquecimento em incêndios com alta intensidade (Ramos *et al.*, 2016). Os autores ainda verificaram que algumas sementes sem dormência sobreviveram ao choque térmico na temperatura de tratamento inferior (80°C), mas não a altas temperaturas (110°C). Diferente dos resultados de Tavşanoğlu *et al.* (2015) o choque térmico de baixa temperatura afetou positivamente a germinação da espécie, tratada no presente estudo.

### **Armazenamento**

As sementes da espécie em estudo, *Aristida jubata*, armazenadas em condições de laboratório, mantiveram a viabilidade durante o período de estudo (12 meses). Esta é uma característica encontrada em algumas espécies típicas de campo rupestre que mantêm sua viabilidade por mais de 1 ano (Cheib & Garcia, 2012; Garcia *et al.*, 2014). Os resultados corroboram com outros estudos que encontraram sementes de gramíneas viáveis com 6 meses de armazenamento (Kolb *et al.*, 2016), e até mesmo após um ano, compondo o banco de sementes do solo (Moraes *et al.*, 2017).

Para aumentar a longevidade das sementes, as gramíneas dos Cerrados, ajustaram evolutivamente sua dispersão com o final da estação chuvosa (Carmona *et al.*, 1999; Munhoz & Felfili, 2005; Tannus *et al.*, 2006), mantendo-se vivas durante a estação seca, para promover a germinação na próxima estação chuvosa favorável (Kolb *et al.*, 2016). Contudo, a espécie *A. jubata* adota estratégia diferenciada, pois, dispersa

no início da estação chuvosa, sendo indicativo de baixa longevidade, permitindo a germinação rápida das sementes e desenvolvimento das plântulas antes do início da estação seca.

A semeadura na profundidade de 5 cm reduziu a germinação e resultou na mortalidade das sementes, diferentemente do observado em estudos realizados por Garcia *et al.* (2014) com sementes de *Comanthera bisulcata*, *Syngonanthus anthemidiflorus* e *S. verticillatus*, os quais demonstraram que as sementes dessa espécie quando enterradas em maiores profundidades adquirem dormência secundária, mantendo-se viáveis por mais de um ano enterradas no banco de sementes.

A alta taxa de mortalidade em armazenamento no banco de sementes, apresentado pela espécie *Aristida jubata*, pode ser a explicação para a ausência da espécie em banco de sementes (Moraes *et al.*, 2017). Este resultado confirma a necessidade de coleta e plantio da espécie em projetos de recuperação de áreas degradadas, tendo-se em vista que não há formação de um banco de sementes persistente.

A manutenção da viabilidade, por pelo menos um ano de armazenamento, também é favorável para uso da espécie em projetos de recuperação de áreas degradadas. Tendo em vista que dispersão das sementes dessa espécie é anual (no mês de novembro) e que a realização das atividades de mineração ocorre durante o ano todo, as espécies usadas para a recuperação necessitam ser coletadas e armazenadas para o plantio após o encerramento das atividades de mineração.

## CONCLUSÃO

As sementes de *Aristida jubata* não se mantem viáveis no solo (nas condições avaliadas) por período superior a dois meses. Em laboratório sementes se mantiveram viáveis, no tempo avaliado, por 12 meses. A temperatura mostrou-se fator importante para a germinação da espécie, enquanto a luminosidade a espécie apresentou comportamento fotoblástico neutro. A profundidade de semeadura afeta a germinação das sementes, quando as sementes são enterradas em profundidade maior que 5 cm elas apresentam baixa germinação com alta mortalidade durante o período estudado.

## AGRADECIMENTOS

Agradecimentos ao Departamento de Ciências Florestais (DCF) da UFLA; a CAPES; ao IFAM; e a FAPEAM.

## REFERÊNCIAS

- Alberguini AL & Yamashita, OM (2010) Profundidade de semeadura e presença de palha afetam a emergência de plântulas de *Vernonia ferruginea*. *Planta Daninha*, 28: 1005–13.
- Alves RJV, Silva NG, Oliveira JA & Medeiros D (2014) Circumscribing campo rupestre megadiverse brazilian rocky montane savannas. *Brazilian Journal of Biology*, 74: 355–362.

Baskin CC & Baskin JM (2001) Chapter 7 - Germination Ecology of Seeds in the Persistent Seed Bank. *Seeds*, 3: 133–79. doi:10.1016/B978-012080260-9/50007-5.

Bittencourt HVH, Bonome LTS, Trezzi MM, Vidal RA & Lana MA (2017) Seed germination ecology of *eragrostis plana*, an invasive weed of south american pasture lands. *South African Journal of Botany*, 109: 246–52. doi:<https://doi.org/10.1016/j.sajb.2017.01.009>.

Carmona R, Martins CR & Fávero AP (1999) Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Pesquisa Agropecuária*, 34: 1067-1074.

Cheib AL & Garcia QS (2012) Longevity and germination ecology of seeds of endemic Cactaceae species from high-altitude sites in southeastern Brazil. *Seed Science Research* 22: 45–53.

Conceição AA, Cristo F da H, Santos A de A dos, Santos JB, Freitas EL, Borges BP dos S, Macêdo LSSR & Oliveira RC da S (2015) Vegetação endêmica e espécie invasora em campos rupestres de áreas garimpadas. *Rodriguesia*, 66(3): 675–83. Doi:10.1590/2175-7860201566302.

Dias J, Surian T, Mantoani MC, Pereira LC da SM & Torezan JMD (2016) Crescimento de *Megathyrsus maximus* (Capim-Colonião) e duas espécies nativas arbóreas em diferentes condições ambientais. *Floresta*, 46(3): 325–33. Doi:10.5380/rf.v46i3.39682.

El-Keblawy A (2017) Light and temperature requirements during germination of potential perennial grasses for rehabilitation of degraded sandy arabian deserts. *Land Degradation and Development*, 28: 1687–1695. Doi:10.1002/ldr.2700.

Fraaije RGA, ter Braak CJF, Verduyn B, Verhoeven JTA & Soons MB (2015) Dispersal versus environmental filtering in a dynamic system: drivers of vegetation patterns and diversity along stream riparian gradients. *Journal of ecology*, 103 (6): 1634–1646. Doi:10.1111/1365-2745.12460

Garcia QS, Oliveira PG & Duarte DM (2014) Seasonal changes in germination and dormancy of buried seeds of endemic brazilian eriocaulaceae. *Seed Science Research*, 24: 113–17. Doi:10.1017/S0960258514000038.

Gorgone-Barbosa E, Pivello VR, Baeza MJ & Fidelis A (2016) Disturbance as a factor in breaking dormancy and enhancing invasiveness of african grasses in a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica*, 30(1): 131–37. Doi:10.1590/0102-33062015abb0317.

Hu XW, Wu YP, Ding XY, Zhang R, Wang YR, Baskin JM & Baskin CC (2014) Seed dormancy, seedling establishment and dynamics of the soil seed bank of *Stipa bungeana* (Poaceae) on the Loess Plateau of Northwestern China. *PLoS ONE*, 9(11): e112579. Doi:10.1371/journal.pone.0112579.

Hu XW, Zhou ZQ, Li TS, Wu YP & Wang YR (2013) Environmental factors controlling seed germination and seedling recruitment of *stipa bungeana* on the loess plateau of northwestern China. *Ecological Research*, 28: 801–9. Doi:10.1007/s11284-013-1063-8.

Ikeda FS, Carmona R, Mitja D & Guimarães RM (2008) Luz e  $\text{KNO}_3$  na germinação de sementes de *Ageratum Conyzoides* L. SOB. Revista Brasileira de Sementes, 30: 193–99.

Kolb RM, Natashi ALP & Durigan G (2016). Factors influencing seed germination in cerrado grasses. Acta Botanica Brasilica, 30(1): 87–92. Doi:10.1590/0102-33062015abb0199

Labouriau LG (1983) A germinação das sementes. Washington D.C, Secretaria Geral da Organização dos Estados. 173p.

Limon A & Begona P (2016) Germination and emergence of annual species and burial depth: implications for restoration ecology. Acta Oecologica, 71: 8–13. Doi:10.1016/j.actao.2016.01.001

Mondoni A, Pedrini S, Bernareggi G, Rossi G, Abeli T, Probert RJ, Orsenigo S (2015) Climate warming could increase recruitment success in glacier foreland plants. Annals of Botany, 116(6), 907–916. Doi:10.1093/aob/mcv101

Moraes RP, Carvalho WAC, Pereira JAA, Nascimento GO & Barros DA (2017) Effect of *topsoil* stockpiling on the viability of seed bank in field phytophysiologicals campos de altitude. Cerne, 23(3): 339–47. Doi:10.1590/01047760201723032340

Moras Filho LO, Moraes RP, Barros DA, Pereira JAA, Borges LAC (2017). Legal guidelines for campos de altitude restoration. Journal of Sustainable Forestry, 36(3): 304-307.

Munhoz CBR & Felfili JM (2005) Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade campo sujo na fazenda água limpa no distrito federal, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, 19: 979-988.

R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from: <https://www.R-project.org/>.

Ramos D, Liaffa ABS, Diniz P, Munhoz CBR, Ooi MKJ, Borghetti F & Valls JFM (2016) Seed Tolerance to Heating Is Better Predicted by Seed Dormancy than by Habitat Type in Neotropical Savanna Grasses. *International Journal of Wildland Fire*, 25: 1273–1280.

Redwood ME, Matlack GR & Huebner CD (2016) Seed longevity and dormancy state in a disturbance-dependent forest herb, *Ageratina altissima*. *Seed Science Research*, 26:148–152. Doi:10.1017/S0960258516000052.

Safford HD (2007) Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the Campos de Altitude. *Journal of Biogeography*, 34(10): 1701–22. Doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01732.x

Tannus JLS, Assis MA & Morellato LPC (2006) Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de Cerrado no sudeste do Brasil, Itirapina – SP. *Biota Neotropica*, 6: 1-23.

Tavşanoğlu Ç, Çatav ŞS & Özüdoğru B (2015) Fire-Related germination and early seedling growth in 21 herbaceous species in Central Anatolian Steppe. *Journal of Arid Environments*, 122: 109–16. Doi:10.1016/j.jaridenv.2015.06.017

Tinoco-Ojanguren C, Reyes-Ortega I, Sánchez-Coronado ME, Molina-Freaner F, Orozco-Segovia A (2016) Germination of an invasive *Cenchrus ciliaris* L. (buffel grass) population of the Sonoran Desert under various environmental conditions. *South African Journal of Botany*, 104: 112-117. Doi:10.1016/j.sajb.2015.10.009

Trabaud L (1979) Etude du comportement du feu dans la Garrigue de Chêne kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annals of Forest Science*, 36: 13-38.

Trowbridge CC, Stanley A, Kaye TN, Dunwiddie PW & Williams JL (2017) Long-term effects of prairie restoration on plant community structure and native population dynamics. *Restoration Ecology*, 25 (4): 559–68. Doi:10.1111/rec.12468

Zar JH (1996) *Bioestatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.

## Suplemento



**Suplemento 1. Aspecto reprodutivo da espécie *A. jubata* em áreas de recuperação em campos de altitude (a); Germinação da espécie em laboratório (b).**

## CONCLUSÃO GERAL

O conhecimento científico a cerca das espécies campestres, mesmo sendo as mais frequentes; ainda é restrito, implicado na indicação de poucas espécies para uso em áreas de recuperação. As informações atuais para as espécies estudadas possibilitam a indicação *Achyrocline satureioides*, para uso em processos iniciais de recuperação, em áreas em processos intermediários as espécies *Clethra scabra* e *Myrsine gardneriana* devem ser avaliadas e em áreas em recuperação entre o intermédio e o avançado, as espécies *Fuchsia regia* e *Casearia decandra* (TFP2) e *Coccocypselum condalia* (TFP6), são recomendadas.

A viabilidade do material regenerante presente no *topsoil* é mantida até o quarto mês de estocagem. Ao final de 12 meses (período de estudo) a diversidade de espécies é reduzida, fatos podem levar à monodominância tendo em vista que são poucas as espécies a manter viáveis neste período. Como medida para maximizar a viabilidade das sementes presentes na camada superficial, recomenda-se a adoção de práticas adequadas de estoque do material, isolando-o do excesso de umidade, especialmente nas estações chuvosas.

As espécies nos campos de altitude apresentam um comportamento germinativo diferenciado em relação a variação de temperatura. Tratamentos com temperaturas entre 20 e 30°C favorecem a germinação, enquanto temperaturas inferiores a 12°C e superiores a 35°C inibem o processo germinativo, podendo levar a morte ou somente a um retardo temporário na germinação. É interessante destacar a possível correlação com as mudanças climáticas locais, que podem favorecer mudanças na composição fitossociológica de ambientes campestres.

A espécie *A. jubata* mostrou-se com potencial para uso em projetos de recuperação de áreas degradadas, pois suas sementes podem manter-se viáveis, por pelo menos até a próxima produção de sementes, que ocorre anualmente. É recomendado a coleta e plantio de sementes, pois a rápida germinação e deteriorização no solo, acabam minimizando as chances da espécie ser encontrada no *topsoil*. A semeadura pode ser efetuada sem o enterro da semente, pois verificou-se baixa germinação quando as sementes são enterradas a profundidade de 5 cm.