

**UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI –
UFVJM**

Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

CRISTIANY SILVA AMARAL

**ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM PILHA DE REJEITO DE
QUARTZITO EM AMBIENTE RUPESTRE**

Diamantina

2019

CRISTIANY SILVA AMARAL

**ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM PILHA DE REJEITO DE
QUARTZITO EM AMBIENTE RUPESTRE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para a obtenção do título de “Doutor”.

Orientador: Prof. Dr. Israel Marinho Pereira

DIAMANTINA - MG
2019

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

A485e

Amaral, Cristiany Silva

Estratégias de restauração ecológica em pilha de rejeito de quartzito em ambiente rupestre / Cristiany Silva Amaral, 2019.

93 p. : il.

Orientador: Israel Marinho Pereira

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.

1. Mineração. 2. Degradação. 3. Métodos. I. Pereira, Israel Marinho. II. Título. III. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

CDD 631.45

Ficha Catalográfica – Serviço de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecária Nádia Santos Barbosa - CRB6/3468

CRISTIANY SILVA AMARAL

**ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM PILHA DE REJEITO DE
QUARTZITO EM AMBIENTE RUPESTRE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para a obtenção do título de “Doutor”.

Orientador: Prof. Dr. Israel Marinho Pereira

Data de aprovação: 14 de março de 2019.

Prof^ª Dr^ª Yule Roberta Ferreira Nunes
Centro de Ciências Biológicas e de Saúde – UNIMONTES

Prof. Dr. João Carlos Costa Guimarães
Departamento de Ciências Agrárias – UFSJ

Prof^ª Dr^ª Danielle Piuzana Mucida
Faculdade de Ciências Humanas – UFVJM

Prof^ª Dr^ª Miranda Titon
Faculdade de Ciências Agrárias – UFVJM

Prof. Dr. Enilson de Barros Silva
Faculdade de Ciências Agrárias – UFVJM

Diamantina

Ofereço esta vitória aos meus pais, que sempre estiveram presentes em todos os momentos desta caminhada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha existência e pela proteção.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), pela valiosa oportunidade e pela contribuição à minha formação.

Aos professores do Departamento de Engenharia Florestal da UFVJM, por estarem sempre disponíveis a me ajudar.

Ao meu orientador, professor Israel Marinho Pereira, pelo exemplo de competência profissional, pela sabedoria, pela paciência, pelo respeito e pelo grande aprendizado que me proporcionou. Não existem palavras para dizer o quanto sou grata pelos seus ensinamentos e pela sua orientação.

Ao professor Enilson de Barros Silva, pela coorientação e por estar sempre disposto a ajudar.

Aos meus ajudantes e coorientados da graduação, em especial a Priscila, Jaine, Talita, Krislaine, Aline Almeida, Aline Carvalho, Luiza Carvalho, Mario e Rodrigo Vasconcelos, sempre eficientes no desempenho de suas funções.

Aos amigos Fábio, Múcio Mágnio e Lindomar Gomes, pelas conversas sempre animadas e, claro, pelo auxílio e pela dedicação na realização das análises de substrato e de tecido vegetal.

À Empresa GSM Group, pela área cedida para instalação dos experimentos.

A todos os colegas da pós-graduação, em especial ao Michele Silva e à Paula Oliveira, pela convivência, pelo companheirismo e pela amizade.

A toda minha família, em especial aos meus pais, Magna e Gilson, e ao meu irmão, Wander Amaral, pelo incentivo, que em meio a tanta dedicação, carinho e renúncia estiveram sempre presentes. Obrigada por serem meu apoio e a razão do meu sucesso.

A todas as pessoas que passaram pelo meu caminho e que de alguma forma marcaram esta importante etapa da minha vida.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

Quando uma criatura humana desperta para um grande sonho e sobre ele lança toda a força de sua alma, todo o universo conspira a seu favor.

Johann Goethe

RESUMO

AMARAL, Cristiany Silva. **Estratégias de restauração ecológica em pilha de rejeito de quartzito em ambiente rupestre**. 2019. 93 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.

A extração de rochas ornamentais a céu aberto é uma atividade de uso do solo em curto prazo, com potencial de causar degradação de elevada magnitude. Os objetivos deste estudo foram conhecer o potencial do banco de sementes autóctone e alóctone presente no *topsoil*; avaliar o potencial da técnica de resgate e reintrodução de propágulos vegetativos de gramíneas nativas na restauração ecológica de taludes; e avaliar o potencial da técnica de semeadura direta com a utilização de *mix* de sementes de espécies arbustivo-arbóreas consorciadas com adubos verdes. O sistema de amostragem adotado a partir da transposição de *topsoil* foi o censo dos indivíduos lenhosos regenerantes. As espécies amostradas nos ambientes foram classificadas em grupo ecológico e síndrome de dispersão. Foi utilizada uma matriz binária de presença e ausência das espécies registradas nos levantamentos florísticos, e para a avaliação das relações da composição florística com as variáveis ambientais foram coletadas, aleatoriamente, dez amostras simples do substrato (0 - 0,2 m) no interior de cada ambiente. O experimento com propágulos vegetativos de gramíneas nativas foi conduzido em campo, em esquema fatorial duplo (3 × 5), onde foram avaliadas três espécies e cinco intensidades de redução foliar. Para a análise dos diferentes dias de avaliação (variável tempo), o delineamento permaneceu em DBC, porém em esquema de parcelas sub-subdivididas (6 × 3 × 5), em que os dias de avaliação compuseram a parcela principal, as espécies a subparcela e a redução foliar a sub-subparcela. O segundo experimento com gramíneas nativas foi conduzido em esquema fatorial (3 × 3 × 2), sendo três espécies, três tamanhos de touceira e duas intensidades de cobertura vegetal (com e sem cobertura vegetal), com três blocos e três repetições/bloco. Para as análises estatísticas de ambos os experimentos, foram consideradas as médias das repetições dentro de cada bloco. Para a análise dos diferentes dias de avaliação para cada espécie (variável tempo), o delineamento permaneceu em DBC, porém em esquema de parcelas sub-subdivididas (6 × 3 × 2), em que os dias de avaliação compuseram a parcela principal, os tamanhos de touceiras a subparcela e a adição de cobertura morta a sub-subparcela, sendo três blocos e três repetições/bloco. Para o experimento com semeadura direta foi realizada, a lanço, a semeadura de sete espécies arbóreas autóctones e quatro herbáceas de adubação verde, distribuídas em 12 tratamentos e seis repetições em DIC. Os indicadores de sucesso do uso da técnica de semeadura direta na restauração ecológica da pilha de rejeito foram densidade absoluta (ind.ha^{-1}), área basal (cm^2/m^2), riqueza de espécies (S) e cobertura total do substrato (%). As avaliações de sobrevivência foram feitas aos 60, 90, 120 e 150 dias, e as de estabelecimento aos 180, 300, 480 e 660 dias. A translocação do solo superficial favoreceu a propagação de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, principalmente devido ao banco ativo de propágulos. As avaliações de sobrevivência foram feitas aos 60, 90, 120 e 150 dias transferidos junto ao *topsoil*. O transplante pós-resgate de gramíneas nativas pode ser uma alternativa eficaz e economicamente viável para a restauração ecológica de taludes em ambientes rupestres. A técnica de semeadura direta contribuiu para a aceleração do processo de restauração ecológica da área, e o consórcio com adubos verdes influenciou a sobrevivência e o estabelecimento, devendo ser ressaltado que o tratamento composto pela semeadura de todas as espécies (adubos verdes e arbóreas) foi considerado o mais indicado. As metodologias de restauração ecológica testadas na área apresentaram alternativas para melhorar a eficiência dos processos por meio de propostas inovadoras, o que garante a restauração ecológica, usando procedimentos mais próximos possíveis da dinâmica vegetacional.

Palavras-chave: Mineração. Degradação. Métodos.

ABSTRACT

AMARAL, Cristiany Silva. **Strategies of ecological restoration in quartzite tailings pile in a rock environment**. 2019. 93 f. Thesis (Ph.D. in Forest Science) – Federal University of the Jequitinhonha and Mucuri Valleys, Diamantina, 2019.

Open-pit mineral extraction of ornamental rocks is a short-term soil use activity with the potential to cause high magnitude degradation. The objectives of the present study were to know the potential of the autochthonous and allochthonous seed bank present in topsoil; To evaluate the potential of the technique of redemption and reintroduction of vegetative propagules of native grasses in the ecological restoration of slopes; To evaluate the potential of the direct seeding technique with the use of seed mix of shrub-tree species intercropped with green manures. The sampling system adopted from the topsoil transposition was the census of the regenerating woody individuals. The species sampled in the environments were classified into ecological group and dispersion syndrome. A binary matrix of presence and absence of the species recorded in the floristic surveys was used, and ten samples of the substrate (0-0.2 m) were randomly collected within each environment. The experiment with vegetative propagules of native grasses was conducted in a double factorial (3×5) field, where three species and five leaf reduction intensities were evaluated. For the analysis of the different evaluation days (variable time) the design remained in DBC, but in a sub-subdivided plots scheme ($6 \times 3 \times 5$), and the evaluation days comprised the main plot, the species the subplot and the leaf reduction a sub-subplot. The second experiment with bait grasses was conducted in a factorial scheme ($3 \times 3 \times 2$), with 3 species, 3 clot sizes and 2 vegetation cover intensities (with and without vegetation cover); with 3 blocks and 3 replicates/block. For the statistical analyzes of both experiments, the means of the repetitions within each block were considered. For the analysis of the different evaluation days for each species (time variable), the design remained in DBC, but in a scheme of subdivided plots ($6 \times 3 \times 2$), and the evaluation days comprised the main plot, the clump sizes at sub-plot and the addition of dead cover to sub-sub-plot being 3 blocks and 3 replicates / block. For the statistical analyzes of both experiments, the means of the repetitions within each block were considered. For the analysis of the different evaluation days for each species (time variable), the design remained in DBC, but in a scheme of subdivided plots ($6 \times 3 \times 2$), and the evaluation days comprised the main plot, the clump sizes at sub-plot and the addition of dead cover to sub-sub-plot being 3 blocks and 3 replicates/block. For the experiment with no-tillage, seven native tree species and four green herbaceous herbaceous plants were distributed in 12 treatments and six replicates in IED. (S) and total substrate coverage (%), total area (cm^2/m^2), total (S) and total (S). Survival evaluations were done at 60, 90, 120 and 150 days, and establishment at 180, 300, 480 and 660 days. The translocation of the superficial soil favored the propagation of herbaceous, shrub and arboreal species, especially due to the active bank of propagules transferred to topsoil. Post-harvest transplanting of native grasses can be an effective and economically viable alternative for the ecological restoration of slopes in rock environments. The direct sowing technique contributed to the acceleration of the ecological restoration process of the area, and the consortium with green manures influenced the survival and establishment, and the treatment of sowing of all species (green and arboreal fertilizers) could be considered the indicated. The ecological restoration methodologies tested in the area presented alternatives to improve the efficiency of the processes through innovative proposals, guaranteeing the ecological restoration using procedures as close as possible to the vegetation dynamics.

Key words: Mining. Degradation. Method.

LISTA DE FIGURAS

Página

1º Experimento

- 2.1 Fases da translocação do solo superficial para a restauração de campo rupestre em Minas Gerais, BR. (A) local de deposição antes de receber *topsoil*; o site foi originalmente usado para pedreiras, expondo o horizonte C; (B) solo superficial com vegetação removida e empilhamento; (C) local de deposição após receber solo superficial; e (D) espécies de gramíneas nativas contidas no *topsoil* 23
- 2.2 Croqui dos ambientes formados depois da transposição de *topsoil*, após a exploração de rochas ornamentais. Gouveia, MG 26
- 2.3 Ordenação dos ambientes pela técnica dos componentes principais para as variáveis físico-químicas e de declividade dos ambientes (berma e talude) em pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG 32
- 2.4 Dendrograma de ordenação referente às variáveis ambientais das bermas e dos taludes de pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG 33
- 2.5 Diagrama de ordenação produzido pela análise NMDS (escalamento multidimensional não métrico), referente à abundância da comunidade regenerante presente no *topsoil* de berma (1, 2 e 3) e talude (1, 2 e 3), em pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG 35
- 2.6 Diagrama de ordenação produzido pela análise NMDS (escalamento multidimensional não métrico), referente à composição de espécies da comunidade regenerante presente no *topsoil* de berma e talude, em pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG 36

2º Experimento

- 3.1 Locação das parcelas experimentais nos taludes. Vista geral (A) e detalhe (B) em uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais. Gouveia, MG 47
- 3.2 Visão das áreas destinadas à supressão de vegetação que foram utilizadas no resgate das espécies de gramíneas para a restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG 47
- 3.3 Plantio de gramíneas nativas na restauração de uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais. Gouveia, MG 48
- 3.4 Análise de componentes principais de dispersão das variáveis para as espécies de gramíneas nativas avaliadas no experimento com cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG 51
- 3.5 Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Apochoa molinioides* submetida a cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG 51

3.6	Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie <i>Axonopus laxiflorus</i> submetida a cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG	52
3.7	Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie <i>Trichantheicum wettsteinii</i> submetida a cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG	52
3.8	Porcentagem de plantas vivas (%PV) em função da interação espécie x tempo, para as mudas de <i>Trichantheicum wettsteinii</i> (E2), <i>Apochoa molinioides</i> (E1) e <i>Axonopus laxiflorus</i> (E3), via resgate, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG	54
3.9	Análise dos componentes principais de dispersão das variáveis para as espécies avaliadas no experimento com três tamanhos de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG.....	54
3.10	Média geral de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie <i>Apochoa molinioides</i> transplantada, em relação ao tamanho de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG.....	56
3.11	Média geral de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie <i>Trichantheicum wettsteinii</i> transplantada, em relação ao tamanho de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG.....	56
3.12	Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie <i>Axonopus laxiflorus</i> transplantada, em relação ao tamanho de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG.....	56
3.13	Número de plantas vivas (NPV) para interação cobertura morta x tempo para as espécies <i>Apochoa molinioides</i> (A) <i>Trichantheicum wettsteinii</i> (B) e <i>Axonopus laxiflorus</i> (C), na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG.....	57

3º Experimento

4.1	Precipitação média mensal (mm) e temperatura média (°C) na região de Gouveia, MG, no período de avaliação do experimento. Gouveia, MG.....	75
4.2	Detalhes da locação das parcelas experimentais nos platôs (A e B), contagem e separação das sementes em laboratório (C), retirada de água de dentro das parcelas (D), plântulas aos 60 dias após a semeadura (E) e estabelecimento de indivíduos aos 660 dias (F), em uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais. Gouveia, MG	79

	Página
4.3 Porcentagem de sementes germinadas aos 30, 60, 90,120 e 150 dias após a semeadura direta de espécies arbustivas arbóreas, em uma pilha de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG	81
4.4 Número médio de indivíduos por m ² para interação tempo x tratamentos, para emergência de plântulas via semeadura direta aos 60, 90, 120, 150, 180, 300,480 e 660 dias após a semeadura. Gouveia, MG.....	82
4.5 Detalhe do número de indivíduos absolutos por hectare (A), riqueza de espécies (B), área basal (C), e porcentagem de cobertura total do substrato (D), a partir da semeadura direta de espécies arbóreas e herbáceas, nos diferentes tratamentos testados, na restauração de uma pilha de estéril. Gouveia, MG	74
4.6 Detalhe da cobertura do substrato, obtida por meio da classificação de redes neurais, com imagens obtidas aos 22 meses após a semeadura direta de espécies arbustivo-arbóreas e de adubos verdes em uma pilha de rejeito e estéril, formada a partir da exploração de rochas ornamentais em área de campo rupestre quartzítico. Gouveia, MG	87

LISTA DE TABELAS

Página

1º Experimento

2.1	Atributos químicos e físicos de substratos (0-20 cm) de seis ambientes avaliados em processo de restauração ecológica, após exploração de rochas ornamentais. Gouveia, MG	25
2.2	Composição de espécies provenientes do <i>topsoil</i> após a transferência para pilha de rejeito e estéril formadas a partir da extração de rocha ornamental em campo rupestre quartzítico. Gouveia, MG	28
2.3	Matriz de correlação dos eixos da NMDS com a PCA, ENV.FIT. Gouveia, MG	37

2º Experimento

3.1	Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) das espécies <i>Trichantheicum wettsteinii</i> , <i>Apochoa molinioides</i> e <i>Axonopus laxiflorus</i> , na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG	55
3.2	Resultados da ANOVA para a porcentagem de cobertura e sobrevivência de espécies de gramíneas nativas, testando o efeito dos tratamentos com diferentes intensidades de redução foliar. Gouveia, MG	66
3.3	Teste de Tukey para a porcentagem de cobertura e sobrevivência de espécies de gramíneas nativas, testando o efeito dos tratamentos com diferentes intensidades de redução foliar. Gouveia, MG	66
3.4	Resultados da ANOVA para número de plantas vivas, em função dos fatores A (dias), B (espécie) e C (redução foliar) – Experimento parcela subdividida foliar. Gouveia, MG	67
3.5	Resultados da ANOVA para número de plantas vivas, em função dos fatores A (dias), B (espécie) e C (redução foliar) – Experimento parcela subdividida foliar. Gouveia, MG	67
3.6	Resultados da ANOVA para o número de plantas vivas, em função dos fatores A (dias), B (espécie) e C (redução foliar). Gouveia, MG	67
3.7	Resultados da ANOVA fatorial parcela subdividida, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação). Gouveia, MG	68
3.8	Resultados da ANOVA fatorial, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação). Gouveia, MG	68
3.9	Resultados da ANOVA fatorial, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação) para a espécie <i>Trichantheicum wettsteinii</i> . Gouveia, MG	68

3.10	Resultados da ANOVA fatorial com desdobramentos, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a espécie <i>Trichantheicum wettsteinii</i> . Gouveia, MG	69
3.11	Resultados da ANOVA fatorial, em função do fator A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a para espécie <i>Axonopus laxiflorus</i> . Gouveia, MG.....	69
3.12	Resultados da ANOVA fatorial com desdobramentos, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) r C (adubação), para a espécie <i>Axonopus laxiflorus</i> . Gouveia, MG.....	69
3.13	Resultados da ANOVA fatorial triplo com desdobramentos, em função dos fatores A (espécie), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a variável cobertura. Gouveia, MG	70
3.14	Teste de Tukey para médias entre as espécies, em função do tamanho de touceiras, com e sem adubação de cobertura. Gouveia, MG	70
3.15	Resultados da ANOVA fatorial triplo com desdobramentos, em função dos fatores A (espécie), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a variável sobrevivência. Gouveia, MG.....	70
3.16	Resultados da ANOVA fatorial triplo com desdobramentos, em função dos fatores A (espécie), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a variável cobertura. Gouveia, MG.....	71

3º Experimento

4.1	Espécies de árvores do Bioma Cerrado e adubos verdes utilizados na composição dos tratamentos de semeadura direta em área de mineração de quartzito. Gouveia, MG.....	76
4.2	Composição das espécies lenhosas e adubos verdes utilizados na composição dos tratamentos de semeadura direta em área de mineração de quartzito. Gouveia, MG.....	77
4.3	Características das plantas de adubação verde utilizadas como plantas companheiras no experimento de semeadura direta de espécies nativas do Cerrado. Gouveia, MG	78
4.4	Média e desvio-padrão do diâmetro e da altura de plântulas estabelecidas nos tratamentos com espécies arbustivo-arbóreas aos 22 meses após a semeadura direta em uma pilha de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG.....	89
4.5	Resultados da ANOVA para cobertura total do substrato, área basal, riqueza e densidade de indivíduos sob efeito dos tratamentos 22 meses após a implantação do experimento. Gouveia, MG	93

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	13
1 APRESENTAÇÃO	16
1.1 REFERÊNCIAS	18
2 USO DE <i>TOPSOIL</i> NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA DE MINERAÇÃO EM CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO	19
RESUMO	19
ABSTRACT	20
2.1 INTRODUÇÃO	21
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	22
2.2.1 Caracterização da área	22
2.2.2 Reconfiguração do terreno e translocação do <i>topsoil</i>	24
2.2.3 Amostragem e caracterização do substrato e variáveis ambientais	24
2.2.4 Composição da comunidade regenerante	26
2.2.5 Relação espécie x ambiente	27
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
2.3.1 Composição da comunidade regenerante	27
2.3.2 Correlação espécie ambiente	32
2.3.3 Correlações entre variáveis ambientais com a vegetação	34
2.4 CONCLUSÃO	37
2.5 RECONHECIMENTO	37
3 POTENCIAL DE GRAMÍNEAS NATIVAS NA RESTAURAÇÃO DE TALUDES PÓS-RESGATE EM AMBIENTES RUPESTRES	42
RESUMO	42
3.1 INTRODUÇÃO	44
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.2.1 Caracterização da área	46
3.2.2 Resgate de flora	46
3.2.3 Desenho experimental	49
3.2.4 Variáveis avaliadas	49
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
3.4 CONCLUSÕES	60
3.5 RECONHECIMENTOS	60
3.6 REFERÊNCIAS	60
3.7 ANEXO	64
3.8 MATERIAL SUPLEMENTAR	66
4 SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ADUBOS VERDES NA RESTAURAÇÃO DE PILHA DE REJEITO E ESTÉRIL DE QUARTZITO	72
4.1 INTRODUÇÃO	73
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	75
4.2.1 Caracterização da área	75
4.2.2 Espécies estudadas	76
4.2.3 Desenho experimental/Implantação do experimento em campo	78
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
4.4 CONCLUSÕES	89
4.5 RECONHECIMENTO	89
4.6 REFERÊNCIAS	90
4.7 MATERIAL SUPLEMENTAR	93

1 APRESENTAÇÃO

A Cadeia do Espinhaço é uma fonte importante de riquezas minerais, incluindo minerais metálicos e não metálicos, como pedras preciosas e rochas ornamentais. Ela está localizada na área da Reserva da Biosfera do Espinhaço, criada com o objetivo de priorizar a conservação da biodiversidade, o desenvolvimento sustentável e a obtenção de conhecimentos científicos (PEREIRA et al., 2015). Praticamente toda sua extensão é indicada como “Área Prioritária para Conservação da Flora e da Fauna”, pois trata-se de uma região de extrema importância ecológica, devido à variedade litológica que abriga diferentes ecótipos (DRUMMOND et al., 2005; AUGUSTIN et al., 2011; PEREIRA et al., 2015).

Após a extração mineral, muitas áreas têm sido abandonadas sem que a recomposição ecológica seja realizada (NEGREIROS et al., 2012; ALVES et al., 2018; AMARAL et al., 2018), o que representa um grande desafio à execução de técnicas de restauração, pois na maioria das vezes são introduzidas espécies de germoplasma externo, principalmente gramíneas exóticas responsáveis pelo rápido recobrimento do solo, e impede avanços nos processos de sucessão ecológica (SILVA et al., 2016; FIGUEIREDO et al., 2018).

A preocupação social com o destino das áreas degradadas é crescente, de modo que as atividades produtivas sem um planejamento ambiental adequado e que tenham como consequência a degradação ambiental estão fadadas a sanções cada vez mais restritivas, não só no aspecto legal, mas também na própria consolidação do mercado consumidor, que está cada vez mais exigente (MACEDO et al., 2012; LELLIS; ARAÚJO, 2016).

Este trabalho foi desenvolvido na Empresa GSM Group, instalada a 22,5 km ao norte do município de Gouveia, MG, que tem como atividade principal a extração de rochas ornamentais de quartzito. Com a obtenção da Licença de Operação emitida pela Superintendência de Regularização Ambiental do Jequitinhonha e com a autorização da supressão da cobertura vegetal nativa em uma área de 6,7 hectares emitida pelo Núcleo de Regularização Ambiental do Serro (MG), o Laboratório de Conservação e Restauração de Ecossistemas (CERAD) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) foi convidado pela empresa para participar da elaboração e execução de medidas mitigadoras e compensatórias, no ano de 2014.

Diante da oportunidade de estudar o aproveitamento de propágulos que seriam suprimidos para ampliação da frente de lavra WHITH Macaúbas, o CERAD propôs o resgate do banco de sementes, de plântulas e de indivíduos jovens regenerantes como uma das medidas mitigadoras do impacto a ser gerado pelo empreendimento. A GSM Group também tinha como

medida compensatória a restauração ecológica de uma área degradada que estava abandonada no interior do Sítio Capão do Mulato, onde se encontrava a mina conhecida como Gold Macaúbas.

Inicialmente, foi feito um estudo da expressão do banco de sementes na área da mina Gold Macaúbas, para recuperação da área degradada, com o intuito de definir as metodologias de restauração que poderiam ser testadas, que se concentraram no reconhecimento e na indução do potencial de regeneração natural e no aporte de propágulos (sementes e mudas) oriundos de outras áreas.

As atividades de restauração desenvolvidas na mina Gold Macaúbas da GSM Group, utilizando diferentes metodologias, deram origem a este trabalho, que teve como objetivo principal desenvolver novas tecnologias e subsidiar as futuras atividades de restauração ecológica em fitofisionomias campestres. As metodologias testadas na área buscaram alternativas para melhorar sua eficiência por meio de propostas inovadoras, com o intuito de garantir os processos ecológicos, utilizando procedimentos mais próximos possíveis da dinâmica vegetacional. Sendo assim, a presente tese encontra-se estruturada em uma apresentação geral e em três capítulos, que abordam os seguintes assuntos: Capítulo 1: Uso de *topsoil* na restauração ecológica de áreas de mineração em campo rupestre quartzítico; Capítulo 2: Potencial de gramíneas nativas na restauração de taludes pós-resgate em ambientes rupestres; e Capítulo 3: Semeadura direta de espécies arbóreas e adubos verdes na restauração de pilha de rejeito e estéril de quartzito.

1.1 REFERÊNCIAS

- ALVES, A. P. D. A. et al. Sucessão ecológica em área de exploração mineral do semiárido Paraibano (Brasil). **Acta Geográfica**, v. 12, n. 29, p. 75-93, 2018.
- AMARAL, C. S.; SILVA, E. B.; PEREIRA, I. M.; AMARAL, W. G.; MACHADO, V. M. Crescimento de *Solanum Lycocarpum* St.-Hil. em função da adubação mineral e orgânica em rejeito da mineração de quartzito. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p.1534-1543, 2018.
- AUGUSTIN, C. R. R.; FONSECA, B. M.; ROCHA, L. C. Mapeamento geomorfológico da Serra do Espinhaço Meridional: Primeira aproximação. **Revista Geonomos**, v. 19, n. 2, p.50-69, 2011.
- DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M. SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. (Org.). **Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação**. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222 p.
- FIGUEIREDO, M. A.; DINIZ, A. P.; MESSIAS, M. C. T. B.; KOZOVITS, A. R. Propagation and establishment of rupestrian grassland grasses for restoration of degraded areas by mining. **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, p. 287-295, 2018.
- LELLIS, L. S. S.; ARAÚJO, F. O. Land management in mined areas: social, economic, historical and environmental issues. the case of the Morro da Mina mine and the Meridional School, In Conselheiro Lafaiete, MG. **Nova Economia**, v. 26, n. 1, p. 1187-1210, 2016.
- MACEDO, F. M. F. et al. Relações de gênero e subjetividade na mineração: Um estudo a partir da Fenomenologia Social. **Revista de Administração Contemporânea**, v. 16, n. 2, p. 212-236, 2012.
- NEGREIROS, D. et al. Physicochemical characterization of quartzitic degraded soils and adjacent areas of rupestrian fields, Serra do Cipó, MG, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 156-161, 2012.
- PEREIRA, O. et al. As ecorregiões da reserva da biosfera da serra do espinhaço: elementos para o fortalecimento da conservação da biodiversidade. **Caderno de Geografia**, v.25, n.43, 2015.
- SILVA, A. K.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; DEMOLINARI, R. A.; LOPES, A. T. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p. 309-319, 2016.

2 USO DE *TOPSOIL* NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA DE MINERAÇÃO EM CAMPO RUPESTRE QUARTZÍTICO

RESUMO

A extração de rochas ornamentais a céu aberto é uma atividade efêmera de uso do solo, com potencial de causar degradação de elevada magnitude em longo prazo, impactando fortemente as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Atualmente, a melhor prática para a restauração de minas a céu aberto é a transferência de *topsoil*. Sendo assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar o potencial do uso do *topsoil* na restauração ecológica de bermas e taludes formados após a extração de rochas ornamentais em campo rupestre quartzítico. O sistema de amostragem adotado foi o censo dos indivíduos lenhosos regenerantes. As espécies amostradas nos ambientes foram classificadas em grupo ecológico e síndrome de dispersão. Foi utilizada uma matriz binária de presença e ausência das espécies registradas nos levantamentos florísticos, e para as avaliações das relações da composição florística com as variáveis ambientais foram coletadas, aleatoriamente, dez amostras simples do substrato (0 - 0,2 m) no interior de cada ambiente. Os atributos físicos do substrato avaliados indicam que todos os ambientes apresentaram textura arenosa. No geral, os ambientes apresentaram valores baixos de pH, fósforo disponível, soma de bases e Al^{3+} . Quando o *topsoil* depositado nos ambientes foi analisado, a riqueza total encontrada foi de 63 espécies arbustivo-arbóreas, pertencentes a 23 famílias. Dentre as 63 espécies registradas, *Eremanthus incanus* foi a que apresentou maior número de indivíduos amostrados, seguida de *Ageratum fastigiatum*, sendo Asteraceae e Melastomataceae as famílias com maior representatividade. A densidade total de indivíduos da regeneração natural foi de 5.465 indivíduos/ha⁻¹. A síndrome de dispersão anemocórica se destacou com 48,53% das espécies arbustivo-arbóreas presentes. A ordenação dos ambientes pelos componentes da PCA indica que a areia e a saturação por bases estão correlacionadas positivamente com o ambiente berma, enquanto os taludes estão mais bem correlacionados com o teor de alumínio, a CTC a pH 7, a CTC efetiva, a H+Al e a declividade. O dendrograma de ordenação referente às variáveis ambientais permitiu verificar a formação de quatro agrupamentos, com um nível baixo de similaridade de aproximadamente 30%. A abundância de indivíduos nos ambientes avaliados foi similar, no entanto o potencial de regeneração do *topsoil* na berma foi superior ao do talude. Embora exista uma intersecção de composição de espécies, cada ambiente apresentou suas particularidades. O teor de alumínio trocável e a soma de bases influenciaram significativamente as mudanças em abundância, enquanto a mudança na composição de espécies foi significativamente influenciada pelo teor de alumínio. As características físicas do substrato não estão associadas às mudanças de composição, e nem às mudanças na abundância.

Palavras-chave: Restauração de ecossistemas. Regeneração natural. Sucessão ecológica. Resiliência.

ABSTRACT

Opencast mining of ornamental rocks is an ephemeral soil use activity with the potential to cause high magnitude degradation in the long term, strongly impacting the physical, chemical and biological properties of the soil. Currently, the best practice for the restoration of open pit mines is the transfer of topsoil, so the present study aimed to evaluate the potential of the use of topsoil in the ecological restoration of berms and slopes formed after the extraction of ornamental rocks in Quartzite rock field. The sampling system adopted was the census of regenerating woody individuals. The species sampled in the environments were classified into ecological group and dispersion syndrome. A binary matrix of presence and absence of the species compiled in the floristic surveys was used, and for the evaluations of the relationships of the floristic composition with the environmental variables, a composite sample was collected randomly inside each environment, formed from the collection of ten simple samples of the substrate (0-0.2 m). The physical attributes of the substrate evaluated indicate that all environments presented sandy texture. In general, the environments presented low values of pH, available phosphorus, sum of bases, and Al^{3+} . The ordering of the environments by the PCA components indicates that sand and base saturation are positively correlated with the berm environment, whereas the slopes are better correlated with the aluminum content, CTC at pH 7, effective CTC, H + Al and slope. The ordering dendrogram related to the environmental variables allowed to verify the formation of four clusters with a low level of similarity of approximately 30%. When the topsoil deposited in the environments were analyzed, the total richness found was 63 shrub-tree species belonging to 23 families. Among the 63 species registered, *Eremanthus incanus* showed the highest number of individuals sampled, followed by *Ageratum fastigiatum*, with Asteracea and Melastomataceae being the most representative families. The total population density of natural regeneration was 5,465 individuals / ha⁻³. The anemocoric dispersion syndrome stood out with 48.53% of the shrub-tree species present. The abundance of individuals in the evaluated environments was similar; however, the regeneration potential of topsoil in the berm was superior to the slope. Although there is an intersection of species composition, each environment presented its particularities. The exchangeable aluminum content and the sum of bases influenced significantly the changes in abundance; While the change in species composition was influenced significantly by the aluminum content. The physical characteristics of the substrate are not associated with changes in composition or changes in abundance.

Key words: Restoration of ecosystems. Natural regeneration. Ecological succession. Resilience.

2.1 INTRODUÇÃO

Nas regiões da Cadeia do Espinhaço com altitudes superiores a 900 m são encontrados os campos rupestres, onde predominam as formações campestres com domínio da vegetação herbáceo-arbustiva associada aos afloramentos rochosos (VASCONCELOS et al., 2014). Os campos rupestres apresentam flora rica, elevado grau de endemismo e solos rasos com baixa fertilidade (MESSIAS et al., 2013; ALVES et al., 2014; SILVEIRA et al., 2016). Em função dessas peculiaridades, os campos rupestres vêm sendo considerados áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, pelos principais órgãos regulamentadores (LE STRADIC et al., 2015; UHLEIN et al., 2018). No entanto, nos últimos anos tem-se constatado um aumento expressivo no número de mineradoras extraindo rochas quartzíticas ornamentais nas áreas de campos rupestres quartzíticos na Serra do Espinhaço, na região de Diamantina, no estado de Minas Gerais.

A extração de rochas quartzíticas ornamentais a céu aberto é uma atividade de uso do solo de curto prazo, com duração média de dez anos, mas que causa degradação de grande magnitude em longo prazo, pois impacta fortemente a paisagem e as propriedades física, química e biológica do substrato (JOZEFOWSKA et al., 2017). Além disso, nesse tipo de mineração há a formação de grandes pilhas de rejeito, em consequência da taxa de aproveitamento ser muito baixa, normalmente inferior a 10%. Nos ambientes alterados pela mineração, geralmente a sucessão natural é lenta e a riqueza de espécies é baixa, pois a remoção do solo, da vegetação e dos propágulos vegetativos limita a colonização e reduz a capacidade de retenção de água e nutrientes do solo, podendo a restauração desses ambientes levar de décadas a centenas de anos (PALIT et al., 2018), por isso a necessidade de intervenção antrópica para a recuperação ecológica dessas áreas.

Dentre as técnicas de restauração ecológica, o *topsoil* vem sendo amplamente utilizado em áreas de mineração (LEWIS, 2010; DANGI et al., 2011; NEGREIROS et al., 2012; RAI et al., 2014; AMARAL et al., 2015; AMARAL et al., 2017a; COUTINHO et al., 2019).

Esse processo visa recriar as condições do solo semelhantes aos ambientes anteriormente não degradados, a um menor custo, pois a transferência de solo significa que não só as sementes serão transferidas, mas, também, outros propágulos, como rizomas, pequenas plantas, fragmentos de raízes e microrganismos, que podem desempenhar um papel importante na restauração da comunidade (WUBS et al., 2016), acelerando o processo de regeneração natural (COUTINHO et al., 2019), uma vez que também ocorre aumento da capacidade de troca

catiônica (CTC) com o fornecimento de nutrientes e matéria orgânica (CARLINE et al., 2019; MEGHDAH et al., 2019).

Apesar do *topsoil* ser uma prática usada na restauração em área de mineração, sendo utilizada e recomendada em vários países, em ambientes rupestres seu uso ainda é incipiente. Os estudos sobre a transferência de *topsoil* para áreas degradadas no Brasil são escassos, principalmente em se tratando de áreas de mineração de rochas ornamentais em fitofisionomia rupestre na Cadeia do Espinhaço Meridional. Nesse contexto, várias questões surgem neste estudo: 1) A camada superficial do solo proveniente de campos rupestres conservados proporciona uma regeneração natural com alta densidade e riqueza de espécies? 2) Existem diferenças na densidade e riqueza de espécies com base nos vários ambientes formados? 3) A pilha de rejeito estabelecerá as espécies regenerantes? Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial do uso do *topsoil* na restauração ecológica em uma pilha de rejeito em campo rupestre quartzítico; se existe diferença na composição de espécies e na abundância de indivíduos entre bermas e taludes; e suas correlações com as propriedades físico-químicas do substrato.

2.2 MATERIAL E METÓDOS

2.2.1 Caracterização da área

O estudo foi conduzido de março de 2016 a janeiro de 2017, em uma área em processo inicial de restauração, situada nas coordenadas geográficas 18° 31' 09.44", 43° 53' 04.66", a uma altitude de 1.248 m, no município de Gouveia, MG, na Cadeia do Espinhaço Meridional, no Sudeste do Brasil.

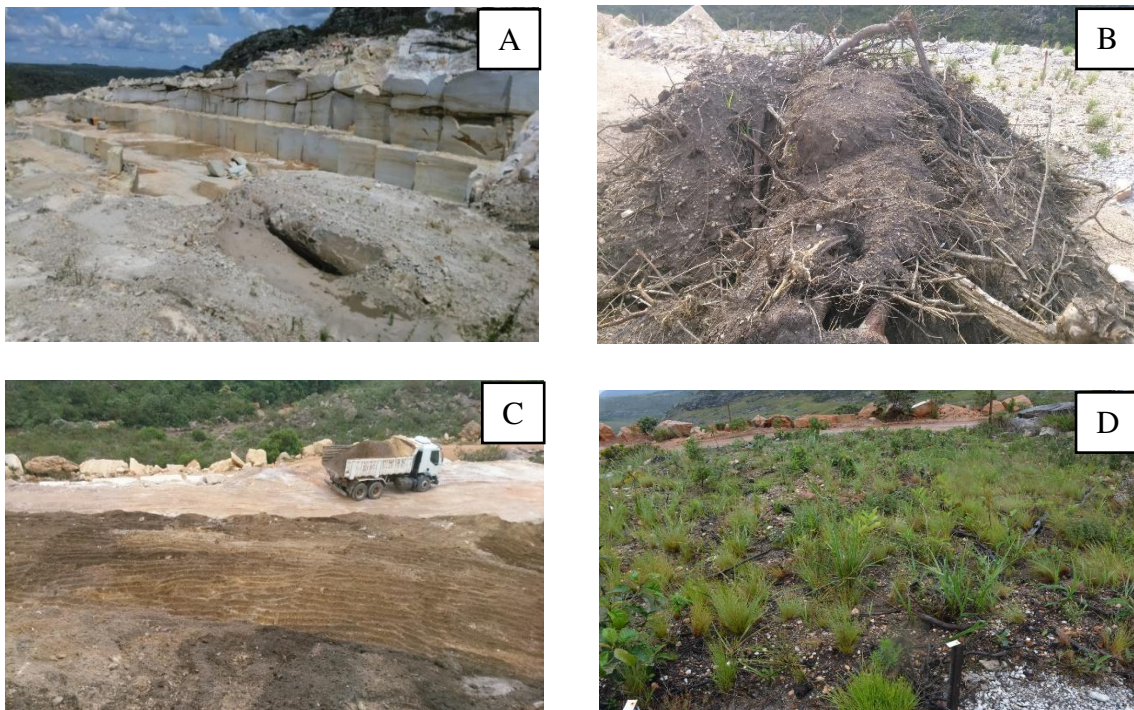
A classe de solo predominante na região é o Neossolo Quartzarênico Órtico típico, composto principalmente de mineral quartzo, que, além de quase insolúvel, promove a formação de solos arenosos e rasos. A cobertura vegetal típica desse pedoambiente são os campos rupestres, refúgios vegetacionais e ecótipos que apresentam baixa fertilidade natural e elevado déficit hídrico sazonal, incluídos no Bioma Cerrado. O clima é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual variando de 18 a 19°C, precipitação média anual na faixa de 1.250 a 1.550 mm e umidade relativa do ar de 75,6% (ALVAREZ et al., 2013).

O solo utilizado neste estudo consistiu de resíduos da vegetação, serapilheira e solo retirado a uma profundidade de aproximadamente 0,4 m, nos locais com presença desse

material, visto que a parte de solo nos campos rupestres ocorre em forma de ilha entre as rochas. A vegetação foi removida e o solo foi decapeado em uma área de aproximadamente 6,0 ha, para a ampliação da mina White Macaúbas. A vegetação do local de remoção é caracterizada por fitofisionomia de campo rupestre, onde predominam espécies herbáceo-arbustivas, com dominância expressiva para espécies gramínoides e arbustos distribuídos de forma esparsa. O resgate do *topsoil* foi realizado apenas nos locais com vegetação nativa, sendo excluído o material dos locais com presença de gramíneas exóticas invasoras.

O local de deposição do solo foi uma área onde houve exploração de quartzito, a 4,5 km da área de coleta do *topsoil*. Nessa área foi realizada a extração de rocha a uma profundidade de 12 m, expondo o horizonte C (Figura 2.1-A), ficando a área sem nenhum uso por dez anos. Em 2015, a empresa detentora dos direitos minerários firmou parceria com a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, e elas, então, deram início às atividades de recomposição topográfica, com a reconfiguração topográfica da pilha (Figura 2.1-C).

Figura 2.1 – Fases da translocação do solo superficial para a restauração de campo rupestre em Minas Gerais, BR. (A) local de deposição antes de receber *topsoil*; o site foi originalmente usado para pedreiras, expondo o horizonte C; (B) solo superficial com vegetação removida e empilhamento; (C) local de deposição após receber solo superficial; e (D) espécies de gramíneas nativas contidas no *topsoil*



2.2.2 Reconfiguração do terreno e translocação do *topsoil*

A recomposição topográfica foi feita com a deposição de materiais (rejeitos/estéril) não aproveitáveis nas camadas iniciais, advindos de outras pedreiras do mesmo grupo empresarial que estavam sendo exploradas, localizadas na mesma região, dando origem a três bermas (1, 2 e 3) e três taludes (1, 2 e 3), formando os seis ambientes de estudo.

Após o espalhamento dos materiais grosseiros e concluída a conformação topográfica (Figura 1-C), pilhas de *topsoil* (Figura 2.1-B) foram transportadas em caminhões basculantes para a área de deposição, sendo espalhadas a 0,2 m de profundidade, proporcionando um meio para o desenvolvimento das plantas. O *topsoil* utilizado se apresentava visualmente heterogêneo, por ter sido retirado de diversos locais, pelo fato de não haver quantidades suficientes, visto que as áreas de ambientes rupestres possuem solos bastante rasos.

2.2.3 Amostragem e caracterização do substrato e variáveis ambientais

Para correlacionar as características físico-químicas dos ambientes formados após a transposição do *topsoil*, amostras do substrato depositado na pilha de rejeito e estéril foram coletadas, em março de 2016, totalizando dez amostras simples por ambiente, na profundidade de 0-0,20 m. Em seguida, elas foram cuidadosamente homogeneizadas, secas ao ar e passadas em peneira de malha de 2,0 mm, para posterior análise química. Para caracterização das frações granulométricas, as amostras foram divididas em fração grosseira (partículas maiores que 2,0 mm de diâmetro) e em fração terra fina (partículas menores que 2,0 mm de diâmetro).

A fração grosseira (cascalho/calhaus) foi separada por peneiramento (TEIXEIRA et al., 2017). A fração terra fina (textura do solo) foi dividida em areia, silte e argila, por meio do método da pipeta (TEIXEIRA et al., 2017). Os limites para interpretação dos resultados da textura do solo foram em dag kg^{-1} de argila: 0-15 = textura arenosa; 15-35 = textura média; 35-60 = textura argilosa; e 60-100 = textura muito argilosa (ALVAREZ et al., 1999). As análises químicas do rejeito e estéril de quartzito foram: pH em água; P e K (Mehlich-1); Ca, Mg e Al (KCl 1 mol L⁻¹); e acidez potencial (H + Al), pelo acetato de cálcio e matéria orgânica (MO) pelo método Walkley-Black (SILVA, 2009).

Os resultados das análises físico-químicas (Tabela 2.1) foram ajustados para o todo da constituição granulométrica dos rejeitos e do estéril de quartzito, a fim de caracterizar as condições em que as plântulas se estabeleceriam e se desenvolveriam nessas áreas.

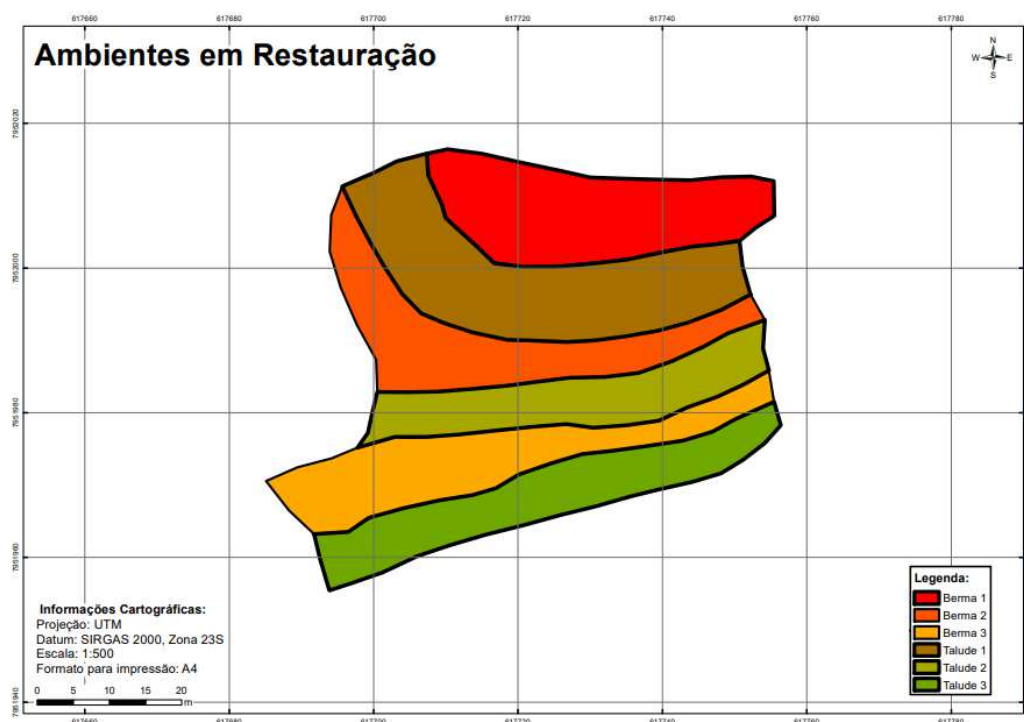
Tabela 2.1 – Atributos químicos e físicos de substratos (0-20 cm) de seis ambientes avaliados em processo de restauração ecológica, após exploração de rochas ornamentais. Gouveia, MG

Atributos Químicos	Substrato		
	Mínimo	Máximo	Média
pH	4,31	5,42	4,93
P (mg dm ⁻³)	0,50	2,29	1,13
K (mg dm ⁻³)	8,54	9,54	9,04
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,07	0,5	0,16
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,03	0,19	0,08
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,37	0,99	0,72
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	1,43	8,75	4,07
SB cmol _c dm ⁻³)	0,12	0,61	0,26
t (cmol _c dm ⁻³)	0,62	1,34	0,98
T (cmol _c dm ⁻³)	1,68	8,87	4,33
V (%)	1,34	19,90	7,08
m (%)	44,46	89,30	73,43
MO (dag. kg ⁻¹)	0,59	3,11	2,04
Areia (%)	42,15	63,93	50,48
Silte (%)	34,77	54,35	43,68
Argila (%)	0,50	13,00	5,83
Declividade (%)	1	35,3	14,24

Em que pH = pH_{água} = relação solo-água 1:2,5; P = fósforo; Al = alumínio; SB = soma de bases; e MO = matéria orgânica.

Realizou-se o levantamento planialtimétrico da área, utilizando Estação Total Topcon N102, gerando curvas de níveis dos ambientes, modelos de declividade (Dlt) e detalhamento de cada ambiente (Figura 2.2).

Figura 2.2 – Croqui dos ambientes formados depois da transposição de *topsoil*, após a exploração de rochas ornamentais. Gouveia, MG



2.2.4 Composição da comunidade regenerante

Com o objetivo de avaliar a estrutura e a composição florística da comunidade, foi realizado, mensalmente, o censo dos indivíduos regenerantes provenientes do *topsoil*, sendo contabilizadas a riqueza de espécies e as famílias por ambiente.

Todos os indivíduos arbustivo-arbóreo que surgiam nos ambientes foram identificados em campo e contabilizados até o início de 2017. O número de indivíduos registrados na área de estudo foi convertido para m² e ha, para permitir comparações com outros estudos.

O sistema de classificação utilizado para a identificação botânica foi o APG IV (2016). As sinonímias e a grafia dos nomes científicos foram consultadas na lista de espécies da flora do Brasil (FORZZA et al., 2010).

As espécies foram classificadas quanto às seguintes síndromes de dispersão: 1) zoocóricas, espécies que possuem frutos carnosos ou com propriedades adesivas, como ganchos ou espinhos; 2) autocóricas, espécies que possuem frutos “explosivos” ou que ficam sujeitos à gravidade e/ou à dispersão secundária; e 3) anemocóricas, espécies que possuem diásporos com características que permitem sua dispersão pelo vento (van der PIJL, 1982); e em guildas de regeneração: pioneiras ou não pioneiras (BUDOWSKI, 1965; WHITMORE, 1976).

2.2.5 Relação espécie x ambiente

Para avaliação das variáveis ambientais entre ambientes, os dados foram submetidos à análise de componentes principais (PCA), sendo utilizado como medida de semelhança o coeficiente de correlação e construído um dendrograma correspondente a partir do método da média aritmética entre pares não ponderados (UPGMA). A análise da similaridade entre os ambientes em relação às variáveis ambientais e às espécies amostradas nos levantamentos florísticos foi realizada com base no índice de similaridade de Jaccard (qualitativo, baseado em uma matriz binária de presença e ausência de espécies) e de Bray-Curtis (quantitativo, baseado no número de indivíduos por espécie).

Para determinar a dispersão dos padrões florísticos entre as unidades amostrais, foi utilizada a análise multivariada NMDS.

Posteriormente, os componentes principais gerados pela PCA foram correlacionados com os eixos do NMDS *a posteriori* (McCUNE; GRACE, 2002), usando a função *envfit* do pacote VEGAN, no programa R (R CORE TEAM, 2017).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Composição da comunidade regenerante

Após a translocação do *topsoil*, a riqueza encontrada no levantamento florístico foi de 63 espécies arbustivo-arbóreas, pertencentes a 23 famílias (Tabela 2.2). A densidade total de indivíduos da regeneração natural foi de 5.465 indivíduos. ha⁻¹, tendo as bermas 1, 2 e 3 apresentado 1.495, 1.230 e 1.340, respectivamente, e os taludes 1, 2 e 3 apresentado 660, 620 e 120, respectivamente.

Dentre as 63 espécies registradas na regeneração natural, *Eremanthus incanus* foi a que apresentou a maior densidade absoluta de indivíduos (593 indivíduos.ha⁻¹), correspondendo a 19,59% da densidade total no período avaliado, seguida das espécies *Ageratum fastigiatum* e *Borreria capitata*, que ocuparam o segundo e o terceiro lugar, respectivamente, em número de indivíduos.

Tabela 2.2 – Composição de espécies provenientes do *topsoil* após a transferência para pilha de rejeito e estéril formadas a partir da extração de rocha ornamental em campo rupestre quartzítico. Gouveia, MG

Família/Espécie	SD	GS	Berma ind.ha ⁻¹	Talude ind.ha ⁻¹
Amaranthaceae				
<i>Gonfrena</i> sp.	AUT	---	---	6,66
Aquifoliaceae				
<i>Ilex affinis</i> Gardner	ZOO	PI	6,66	---
Arecaceae				
<i>Syagrus glauca</i> sp.	ZOO	PI	---	3,33
Asteraceae				
<i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC.	ANE	---	166,20	---
<i>Acritopappus longifolius</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	ANE	---	6,66	---
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	ANE	---	20,00	291,11
<i>Aspilia</i> sp.	ANE	PI	73,33	---
<i>Baccharis</i> sp.	ANE	PI	20,00	254,66
<i>Baccharis</i> sp. 1	ANE	PI	210,00	---
<i>Chromolaena</i> sp.	ANE	---	---	3,33
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	ANE	PI	476,66	117,00
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	ANE	PI	13,66	---
<i>Lepidaploa lilacina</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	ANE	PI	60,00	---
<i>Lychnophora tomentosa</i> (Mart. ex DC.) Sch. Bip.	ANE	PI	55,00	---
<i>Proteopsis</i> sp.	ANE	---	56,66	---
<i>Pseudobrickellia angustissima</i> (Spreng. ex Baker)	ANE	NP	10,00	---
<i>Trichogonia villosa</i> (Spreng.) Sch.Bip. ex Baker.	ANE	---	---	137,99
<i>Trixis vauthieri</i> D. C.	ANE	---	33,33	---
Morfo 1 2 3 4 5 6 7 8 9 e 10	ANE	---	132,33	133,33
Cystocloniaceae				
<i>Hypnea</i> sp.	---	---	100,33	37,99
<i>Hypnea</i> sp. 1	---	---	---	87,99
Dilleniaceae				
<i>Doliocarpus</i> sp.	ZOO	---	---	10,00
Euphorbiaceae				
<i>Croton</i> sp.	ZOO	---	90,00	3,33
<i>Sebastiania</i> sp.	AUT	PI	26,66	46,66
<i>Microstachys</i> sp.	ZOO	---	59,91	---
Fabaceae				
<i>Calliandra</i> sp.	AUT		76,33	6,66
<i>Chamaecrista</i> sp.	AUT	NP	10,00	30,00
<i>Mimosa</i> sp.	AUT	PI	3,33	---
<i>Stylosanthes</i> sp.	EPI	PI	3,33	---
Lamiaceae				
<i>Hyptidendron</i> sp.	EPI	PI	66,66	23,33
Loganiaceae				
<i>Antonia ovata</i> Pohl.	ANE	---	3,33	---

Continua...

Tabela 2.2, cont.

Família/Espécie	SD	GS	Berma ind.ha ⁻¹	Talude ind.ha ⁻¹
Lythraceae				
<i>Diplusodum</i> sp.	ANE	---	133,33	---
Malpighiaceae				
<i>Banisteriopsis</i> sp	ANE	---	155,33	10,00
<i>Byrsonima</i> sp.	ZOO	PI	6,66	3,33
<i>Peixotoa</i> sp.	ANE	---	16,66	10,00
Melastomataceae				
<i>Cambessedesia</i> sp.	AUT	---	194,33	6,66
<i>Comolia</i> sp	AUT	---	176,33	3,33
<i>Tibouchina candolleana</i> (DC.) Cogn.	AUT	PI	3,33	---
<i>Trembleya parviflora</i>	AUT	---	3,33	---
<i>Microlicia</i> sp.	AUT	PI	103,00	---
Myrtaceae				
<i>Myrcia</i> sp.	ZOO	PI	186,33	---
Polygonaceae				
<i>Coccoloba</i> sp.	ZOO	PI	3,33	6,66
Malvaceae				
<i>Sida</i> sp.	ZOO	---	175,33	---
Nyctaginaceae				
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell.	ZOO	PI	140,00	---
<i>Guapira</i> sp.	ZOO	---	140,00	---
Ochnaceae				
<i>Ouratea</i> sp.	ZOO	PI	173,33	---
Phyllanthaceae				
<i>Phyllanthus</i> sp.	ZOO	PI	172,52	---
Proteaceae				
<i>Roupala montana</i> Aubl.	ANE	PI	46,66	20,00
Rubiaceae				
<i>Borreria</i> sp.	AUT	PI	106,00	70,00
<i>Borreria</i> sp. 1	AUT	---	106,66	9,99
<i>Borreria</i> sp. 2	AUT	---	106,66	10,00
<i>Declieuxia deltoidea</i>	ZOO	---	172,51	10,00
Smilacaceae				
<i>Smilax</i> sp.	ZOO	---	6,66	---
Solanaceae				
<i>Solanum</i> sp.	ZOO	PI	66,66	46,66

Em que SD = síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica; Ane = anemocórica; e Aut = autocórica); e GS = grupo de sucessão (PI = pioneira; e NP = não pioneira).

O gênero *Eremanthus* detém espécies com grande eficiência na colonização de ambientes antropizados, desde aqueles altamente degradados, como áreas de empréstimo (cascalheiras), até áreas de pastagens e agricultura abandonadas (JACOBI, 2007; NEVES; CONCEIÇÃO, 2010; CONCEIÇÃO et al., 2015; FERNANDES et al., 2015; PEREIRA et al.,

2015; AMARAL et al., 2017b; SILVA et al., 2018a), o que evidencia a importância do uso do gênero na recuperação de áreas campestres degradadas.

Nascimento (2017), avaliando espécies vegetais potenciais para recuperação de áreas sob a influência da mineração de bauxita, em campos de altitude na região de Poços de Caldas, MG, constatou que *Ageratum fastigiatum* e *Borreria latifolia* estavam entre as três espécies de maior ocorrência nos períodos de avaliação, o que confirma a importância dessas espécies na restauração de ambientes campestres.

Dias (2016), avaliando o recrutamento e o estabelecimento de plantas após transposição de *topsoil* em área degradada pela extração de bauxita, verificou que a espécie com maior valor de importância (VI) foi *Borreria capitata* (42,8%), ocorrendo em todos os ambientes. Nesse estudo de Dias (2016), a família com maior representatividade (indivíduos/espécies) foi Asteraceae (12).

Ferreira et al. (2015), em um experimento em área de campo rupestre, avaliaram a comunidade arbórea regenerante após a transferência de *topsoil* e constataram uma densidade média de 142 indivíduos.ha⁻¹, com riqueza de 18 espécies arbóreas, 19 meses após a deposição do *topsoil*, o que evidencia que a transposição do *topsoil* na área contribui significativamente para a estruturação da comunidade vegetal já no primeiro ano após a transposição da camada superficial de solo.

Os valores de densidade absoluta de 5.465 indivíduos. ha⁻¹ correspondentes neste estudo são inferiores aos encontrados por Amaral et al. (2015). Os autores avaliaram a regeneração natural em uma área degradada pela mineração de diamante em processo de restauração no município de Diamantina, MG, e amostraram 8.528 indivíduos.ha⁻¹, distribuídos em 39 espécies e 19 famílias, o que demonstra o alto potencial do *topsoil* utilizado no presente estudo já nos primeiros anos após a transferência.

Pilon et al. (2017) verificaram que dentre todos os tratamentos testados para fins de restauração de pastagens o melhor se deu com a transferência de *topsoil*, em que obtiveram riqueza de 13 espécies com uma densidade média de 700.000 indivíduos.ha⁻¹ no solo coletado no verão e de 360.000 indivíduos.ha⁻¹ no solo coletado na primavera, evidenciando que a diferenciação na composição florística do presente estudo se deve ao fato de as coletas de *topsoil* terem sido realizadas tanto na primavera quanto no verão. De acordo com Andrade et al. (2002), as espécies que conseguem colonizar e se estabelecer em áreas degradadas com extrema deficiência nutricional, física e biológica, como as encontradas na área minerada da presente pesquisa, devem ser alvo de estudos para viabilizar seu uso nos programas de restauração em sua região de ocorrência.

Espécies de gramíneas nativas como *Trichantheicum wettsteinii* e *Axonopus* sp., bem como as espécies *Bulbostylis fimbriata*, *Cyperus* sp. e *Rhynchospora* sp., pertencentes à família Cyperaceae, que na sua maioria compõem a estrutura herbácea desses ambientes, foram observadas com maior abundância nos ambientes avaliados. Foram também observadas, em menor abundância, as espécies pertencentes à família orquidácea.

A análise da composição florística arbóreo-arbustiva da regeneração natural em nível de família, em área degradada pela extração de quartzito em ambientes campestres, mostrou que Asteraceae apresentou a maior riqueza, seguida por Melastomataceae, ocupando as primeiras posições no *ranking* das famílias mais importantes, que, juntas, representaram 45,20% da riqueza em espécies arbustivo-arbóreas registradas.

Amaral et al. (2013), avaliando a influência de variáveis ambientais na composição de espécies em três fitofisionomias de Cerrado, em áreas degradadas na Serra do Espinhaço Meridional, observaram que Asteraceae e Melastomataceae também foram as famílias mais representativas, destacando a importância de inserção de espécies dessas famílias em programas de restauração de ecossistemas campestres.

Neste estudo, a síndrome anemocórica se destacou com 48,53% das espécies arbustivo-arbóreas presentes na regeneração natural a partir do *topsoil* de áreas conservadas. Essa predominância se deve ao fato de que entre as famílias com maior número de espécies ocorrendo na área em restauração estão Asteraceae e Melastomataceae, que apresentam frutos secos e geralmente pequenos (SILVA et al., 2007). Nas espécies da família Melastomataceae, embora não existam anexos para facilitar a dispersão pelo vento, a presença de frutos pequenos e leves favorece a dispersão anemocórica. A eficiência da dispersão anemocórica também tem sido enfatizada para disseminação de propágulos em áreas antropizadas, o que lhe confere extrema importância no processo de colonização e estabelecimento de indivíduos (CONCEIÇÃO et al., 2007; MOURÃO; STEHMANN, 2007; SILVEIRA et al., 2016; NASCIMENTO, 2017; BEDÊ, 2018; MELO SILVA, 2018; OLIVEIRA, 2018).

As espécies regenerantes das famílias Asteraceae e Melastomataceae, de ocorrência na área de estudo, são em sua maioria pioneiras (Tabela 1.0) e atuam como cicatrizador do ambiente, promovendo mudanças das condições edáficas e microclimáticas da área em processo de restauração, criando condições para a chegada e o desenvolvimento de outras espécies menos adaptadas (NASCIMENTO, 2017; OLIVEIRA, 2018).

De acordo com Peres (2016), em ambientes campestres predomina a síndrome anemocórica, que em sua maioria são espécies que compõem a guilda sucessional de espécies pioneiras (PERES, 2016). No entanto, se as espécies regenerantes pioneiras forem inibidoras

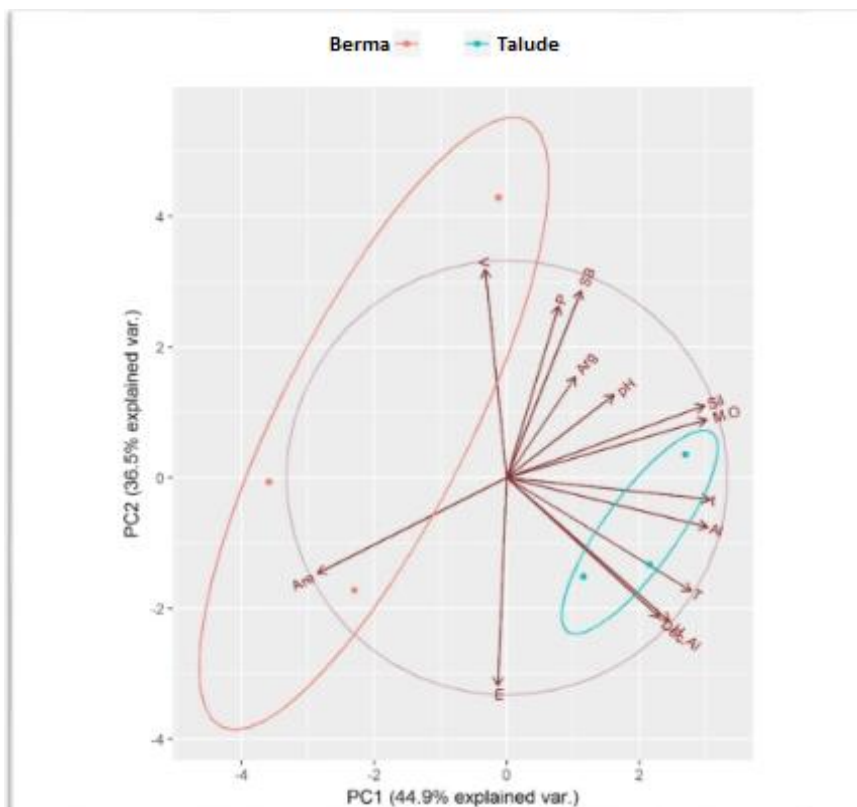
do processo sucessional, como é o caso das espécies exóticas, seu controle se faz necessário. Na área do presente estudo não foram encontradas espécies exóticas.

2.3.2 Correlação espécie ambiente

A ordenação dos ambientes por vetores das variáveis ambientais, nos dois primeiros componentes da PCA, indica que areia (are) e saturação por bases (V) estão correlacionadas positivamente com os ambientes bermas, enquanto os taludes estão mais bem correlacionados com o teor de alumínio (Al), a CTC a pH 7 (T), a declividade (Decl), a CTC efetiva (t) e a H + Al (H-Al) (Figura 3).

A componente 1 do eixo está principalmente correlacionada com as variáveis alumínio trocável (Al), CTC a pH 7(T), CTC efetiva (t) e declividade (Decl), que são as principais responsáveis pela separação dos ambientes formados (taludes e bermas), e a componente 2 tem a melhor correlação com as variáveis saturação de bases e areia (Figura 2.3).

Figura 2.3 – Ordenação dos ambientes pela técnica dos componentes principais para as variáveis físico-químicas e de declividade dos ambientes (berma e talude) em pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG

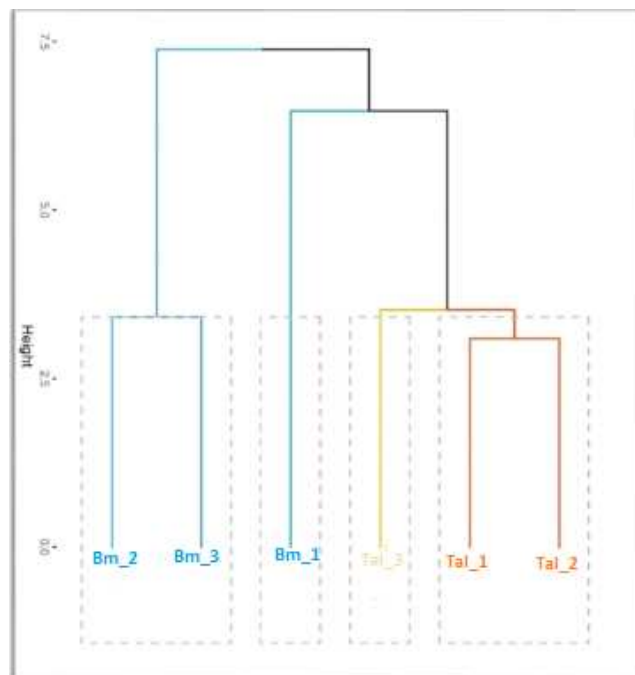


Os autovalores dos dois primeiros componentes da PCA foram 44,9 e 36,5% e a porcentagem de variância acumulada foi de 81,40% (Figura 2.3). Observa-se que os dois primeiros componentes explicaram a maior parte das variações nos ambientes.

Constatou-se a maior plasticidade na berma, por ela apresentar maior variância em relação às variáveis ambientais, enquanto o talude apresentou-se como um ambiente menos diverso e mais restritivo, o que permite inferir que os ambientes são controlados por variáveis ambientais de graus distintos, como se cada ambiente fosse único (Figura 2.3).

A Figura 2.4 ilustra a formação de quatro agrupamentos em que ocorre um nível baixo de similaridade, de aproximadamente 30%, em relação às variáveis ambientais dos diferentes ambientes avaliados. Verifica-se, nessa figura, que os ambientes Tal_2 e Tal_1 são os que apresentam a maior semelhança físico-química no dendrograma, por possuírem a menor distância euclidiana, formando eles o primeiro grupo.

Figura 2.4 – Dendrograma de ordenação referente às variáveis ambientais das bermas e dos taludes de pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG



Em que Tal 1 = talude do ambiente 1; Tal 2 = talude do ambiente 2; Tal 3 = talude do ambiente 3; Bm 1 = berma do ambiente 1; Bm 2 = berma do ambiente 2; e Bm 3 = berma do ambiente 3.

Logo em seguida vêm os ambientes Bm_3, Bm_2 e Bm_1. Esses ambientes foram agrupados por ordem decrescente de semelhança, ou seja, Bm_1 formou o último grupo do dendrograma, o qual se manteve distinto dos demais grupos formados (Figura 2.4).

É provável que esses agrupamentos estejam relacionados a fatores como elevada heterogeneidade de locais de coleta de *topsoil*, formas de espalhamento e condições físicas e químicas distintas às quais foram submetidos. A variável declividade parece ser mais evidente e ter contribuído significativamente para essa ordenação.

Nos campos rupestres, o gradiente de umidade gerado pelo relevo ou pela rugosidade pode apresentar-se como potencial fator a influenciar a estrutura da vegetação, tendo em vista a importância do recurso água para a comunidade vegetal (DANTAS et al., 2018). Além disso, a declividade apresenta-se como limitante à permanência do banco de sementes, afetando a densidade de indivíduos (SILVA et al., 2018), uma vez que o carreamento de sementes ocorre pelo escoamento superficial, sendo recomendado o uso de técnicas de bioengenharia (biomantas e ou bioretentores).

As propriedades edáficas em ambientes rupestres são citadas como fatores condicionantes à heterogeneidade vegetal e à alta diversidade de espécies (MESSIAS et al., 2011; NEGREIROS et al., 2011; AMARAL et al., 2013; ARAÚJO, 2015; AMARAL et al., 2017b; DANTAS et al., 2018). Em uma mesma formação vegetacional, o banco de sementes apresenta heterogeneidade, tanto temporal, quanto espacial (horizontal e vertical), relacionada à própria heterogeneidade do ambiente-referência (SILVA et al., 2015).

A camada de *topsoil* espalhada pode ser utilizada como indicadora da avaliação do comportamento das espécies diante da restauração (FERREIRA et al., 2015; FERNANDES, 2016; AMARAL et al., 2017b) de um ambiente minerado, dado a sua considerável concentração de nutrientes, matéria orgânica, fungos decompositores e associações de micorrizas, essenciais para o estabelecimento de plantas recrutadas (FERNANDES, 2016). Recomenda-se que todo empreendimento mineralógico preveja, em seu EIA/RIMA e PRAD, a forma de manejo desse importante recurso (IBAMA, 1990).

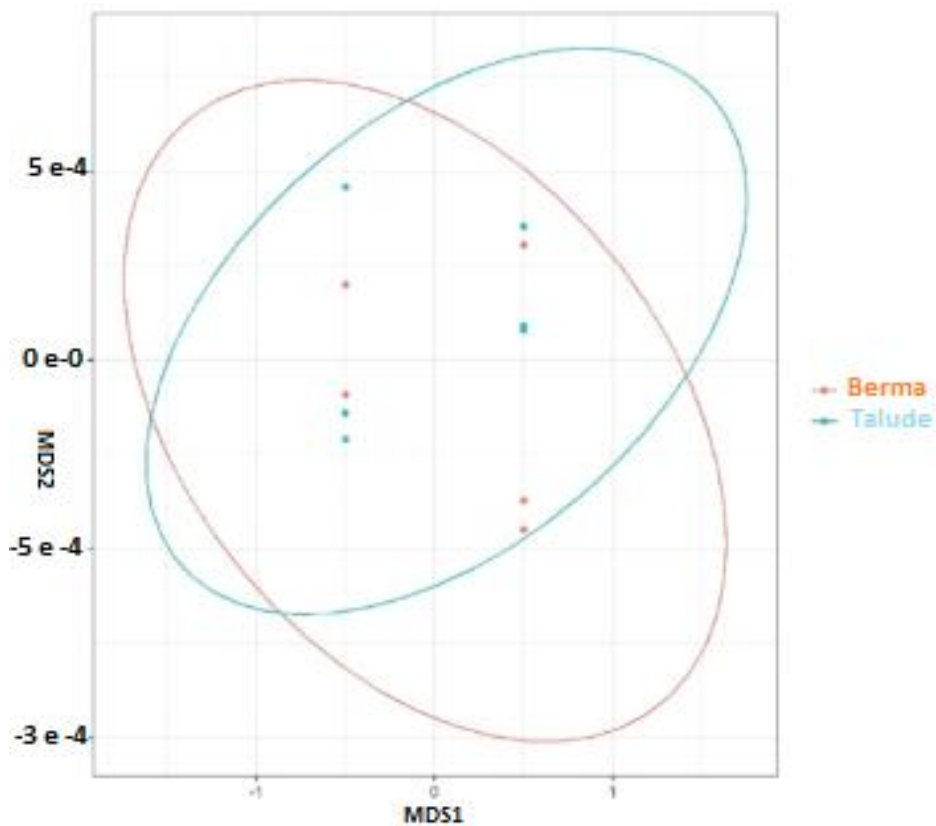
2.3.3 Correlações entre variáveis ambientais com a vegetação

Em relação à composição vegetacional dos ambientes formados a partir da transposição do *topsoil*, as bermas apresentaram o maior número de indivíduos, detendo 74,49% do total encontrado, o que pode ser justificado pelas condições de baixa declividade e pelas melhores condições físico-químicas.

Verifica-se na Figura 2.5 a formação de dois grandes grupos distintos, o primeiro representado pelas bermas e o segundo pelos taludes, o que indica que a abundância dos

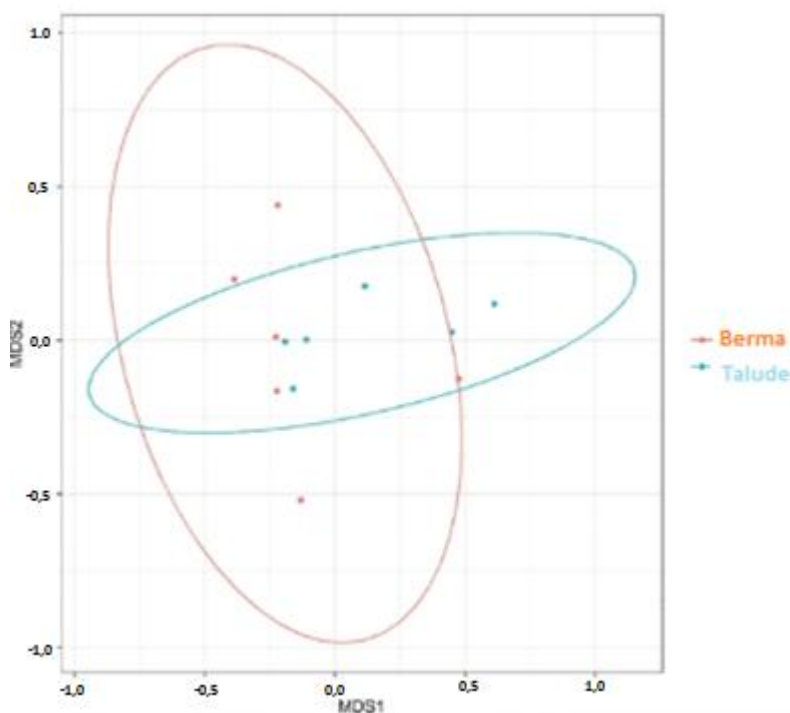
ambientes é distinta e que o potencial de regeneração do *topsoil* nas bermas é superior ao dos taludes.

Figura 2.5 – Diagrama de ordenação produzido pela análise NMDS (escalonamento multidimensional não métrico), referente à abundância da comunidade regenerante presente no *topsoil* de berma (1, 2 e 3) e talude (1, 2 e 3), em pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG



A análise da Figura 2.6 permite inferir que, embora exista uma intersecção na composição de espécies, cada ambiente apresenta suas particularidades, ou seja, espécies que pertencem a apenas um dos ambientes, e que a composição de espécies da regeneração do *topsoil* nas bermas são superiores à dos taludes.

Figura 2.6 – Diagrama de ordenação produzido pela análise NMDS (escalonamento multidimensional não métrico), referente à composição de espécies da comunidade regenerante presente no *topsoil* de berma e talude, em pilhas de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG



A correlação dos eixos da NMDS com a PCA permite inferir que a composição e a abundância de espécies foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre ambientes, em função dos aspectos físicos-químicos. Constata-se, ainda, que o teor de alumínio trocável e a soma de bases influenciaram significativamente as mudanças em abundância. A mudança na composição de espécies foi influenciada significativamente ($p < 0,05$) pelo teor de alumínio. Já as características físicas do substrato não influenciaram ($p > 0,05$) as mudanças na composição, nem as mudanças na abundância de espécies (Tabela 2.3).

Como o alumínio em substratos ácidos é um dos principais responsáveis pelo baixo desenvolvimento de plântulas, o sintoma mais evidente do efeito nocivo desse elemento é a redução no crescimento radicular de plantas sensíveis, o que pode levar à redução na sobrevivência e no desenvolvimento das espécies via plantio de enriquecimento em áreas de restauração, comprometendo, assim, o estabelecimento daquelas espécies não adaptadas (LE STRADIC et al., 2015).

Tabela 2.3 – Matriz de correlação dos eixos da NMDS com a PCA, ENV.FIT. Gouveia, MG

	Abundância de Espécies				Composição de Espécies				
	NMDS1	NMDS2	r2	Pr (>r)		NMDS1	NMDS2	r2	Pr (>r)
pH	0,4764	0,87922	0,1092	0,78750	pH	0,9848	0,17353	0,1392	0,8292
P	-0,1204	0,99273	0,1401	0,82500	P	-0,2737	0,96181	0,1206	0,8583
Al	0,6496	0,76025	0,9474	0,00833	Al	0,7614	0,64825	0,8831	0,0250
SB	-0,1370	0,99056	0,8000	0,09167	SB	-0,3647	0,93113	0,4432	0,3139
MO	0,2597	0,96570	0,7647	0,11528	M,O	0,6079	0,79399	0,4282	0,4236
Are	-0,4092	-0,91240	0,6845	0,12917	Are	-0,4777	-0,87853	0,6326	0,2375
Arg	0,8509	0,52520	0,2673	0,61806	Arg	0,1048	0,99449	0,7736	0,1208
Sil	0,2844	0,95870	0,5423	0,31389	Sil	0,8878	0,46014	0,3447	0,5125
Dec	0,9996	0,02710	0,6140	0,25556	Dec	0,9948	-0,10144	0,7882	0,1139
0	‘***’	0,001	‘**’	0,01	‘*’	0,05	‘,’	0,1	‘

Em que pH = pH_{água} = relação solo-água 1:2,5; P = fósforo; Al = alumínio; SB = soma de bases; MO = matéria orgânica; Are = areia; Arg = argila; Sil = silte; e Dec = declividade.

Significativos a 5% () e 1% (**) de probabilidade, pelo teste F.

2.4 CONCLUSÃO

A transferência de *topsoil* apresentou-se como um método bastante eficaz e promissor no estabelecimento de espécies, pois proporcionou alta densidade e riqueza de espécies via regeneração natural, possibilitando alcançar resultados satisfatórios.

As aplicações de *topsoil* em berma e em talude, mesmo que coletados em ambientes campestres conservados, mostraram ser diferentes quanto à composição de espécies e abundância de indivíduos.

2.5 RECONHECIMENTO

À Empresa GSM Group, pela disponibilidade da área para instalação do experimento, pelos recursos financeiros e pelos equipamentos necessários. Ao Daniel Chaves e à Paula Alves, pela colaboração na identificação das espécies. A Mucio Magno, Priscila de Fátima, Talita Amaral e Krislaine Alana, pela ajuda na realização das análises de fertilidade do substrato e na amostragem da vegetação.

2.6 REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. (Ed.) **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, 2013, p. 25-32.
- ALVES, R. J. V. et al. Circumscribing campo rupestre megadiverse Brazilian rocky montane savanas. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n.2, p. 355-362, 2014.
- AMARAL, W. G. et al. Dinâmica da flora arbustivo-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro em Diamantina, MG. **Ciência Florestal**, n. 23, v.4, p. 713-725, 2013.
- AMARAL, C. S. et al. Floristic-structural comparison of adults and regenerating strata in a mined area of campo rupestre, Diamantina, MG. **Cerne**, n. 21, v.2, p. 183-190, 2015.
- AMARAL, C. S. et al. Caracterização química e granulométrica de rejeitos da mineração de quartzito no município de Diamantina-MG, Brasil. **Revista Espacios**, v. 38, n. 37, p. 1-14 2017a.
- AMARAL, L. A. et al. Viabilidad del uso de la tierra vegetal ferruginosa yugo en la restauración de un vertedero de residuos. **Bosque**, n. 37, v. 2, p. 379-387, 2017b.
- ANDRADE, L. A. Z.; FELFILI, J. M.; VIOLATTI, L. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília – DF. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 225-240, 2002.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, p. 105-121, 2016.
- ARAÚJO, L. C. **Restauração ecológica de campo rupestre ferruginoso em pilha de estéril**. 2015. 65 f. Mestrado (Dissertação em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2015.
- BEDÊ, L. C. Effects of traditional extractive management on the seedling recruitment dynamics of *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) in Espinhaço mountain range, SE Brazil. **Flora**, v. 238, p. 216-224, 2018.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.
- CARLINE, P. M. et al. Comparison of mining spoils to determine the best substrate for rehabilitating limestone quarries by favoring native grassland species over invasive plants. **Ecological Engineering**, v.127, p.510-518, 2019.
- CONCEIÇÃO, A. A.; GIULIETTI, A. M.; MEIRELLES, S. T. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 2, p. 335-347, 2007.

CONCEIÇÃO, A. A. Vegetação endêmica e espécie invasora em campos rupestres de áreas garimpadas. **Rodriguésia-Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v. 66, n. 3, p. 675-683, 2015.

COUTINHO, E. S. et al. Soil constraints for arbuscular mycorrhizal fungi spore community in degraded sites of rupestrian grassland: Implications for restoration. **European Journal of Soil Biology**, v. 90, p. 51-57, 2019.

DANGI, M. B. et al. Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal. **Journal of environmental management**, n. 92, v. 1, p. 240-249, 2011.

DANTAS, D. et al. Soil influences on tree species distribution in a rupestrian cerrado area. **Floresta e Ambiente**, v. 4, n. 25, p.1-9, 2018.

DIAS, D. D. **Recrutamento e estabelecimento de plantas após transposição de topsoil para área degradada pela mineração de bauxita**. 2016. 67p. Mestrado (Dissertação em Ecologia) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

FERNANDES, G. W. et al. Occurrence of non-native and exotic plants in restored areas of rupestrian grasslands. **Planta Daninha**, v. 33, n.3, p. 463-482, 2015.

FERNANDES, G. W. Challenges in the restoration of quartzitic and ironstone rupestrian grasslands. In: Fernandes G. (Ed.) **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Switzerland: Springer International Publishing, 2016, p. 449-477.

FERREIRA, M. C.; 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.

FORZZA, R. C. et al. Introdução. In: FORZZA, G. (Ed.). **Lista de espécies da flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2010. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/>> Acesso em 20 nov. 2018.

IBAMA. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação. Brasília, 96 p. 1990.

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

JÓZEFOWSKA, A.; WOŚ, B.; PIETRZYKOWSKI, M. Tree species and soil substrate effects on soil biota during early soil forming stages at afforested mine sites. **Applied Soil Ecology**, v. 5, p. 112-123, 2017.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Vegetation Composition and Structure of Some Neotropical Mountain Grasslands in Brazil. **Journal of Mountain Science**, v. 12, n. 4, p. 864-877, 2015.

LEWIS, K. Persister cells. **Annual Review Microbiology**, v. 64, p. 357-372, 2010.

McCUNE, B.; GRACE, J. M. R. P. P. Multi-response Permutation Procedures and related techniques. **Analysis of Ecological Communities**: MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, v. 28, p. 188-197, 2002.

MEGHDAH, J.; GHASSEMI, T.; LABELLE, E. R. Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 102-110, 2019.

MELLO-SILVA, R. Land of the Giants. Remarkable botanical findings highlight a new area for conservation in Brazil. **Rodriguésia**, v. 69, n.2, p. 933-937, 2018.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botânica Brasilica**, v. 26, p. 230-242, 2011.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Soil-vegetation relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian rocky outcrops. **Folia Geobotânica**, v. 48, p. 509-521, 2013.

MOURÃO, A.; STEHMANN, J. R. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58 n.4, p. 775-785, 2007.

NASCIMENTO, O. G. Plant species potentials of recovery areas with interference of bauxite mining in altitude fields in Pocos de Caldas Region, MG /Espécies vegetais potenciais para recuperação de áreas sob a influência da mineração de bauxita em campos de altitude na Região de Poços de Caldas, MG. **Ciencia Florestal**, v. 27, n. 1, p. 85-97, 2017.

NEGREIROS, D. et al. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes de campo rupestre na Serra do Cipó, MG. **Brasil Neotropical Biology and Conservation**, n. 6, v. 3, p. 156-161, 2012.

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

OLIVEIRA, P. A. Phytosociology of the herbaceous-subshrub layer of a rupestrian complex in Serra do Espinhaço, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 1, p. 141-149, 2018.

PALIT, D; KAR, D.; MUKHERJEE, A. Developmental perspective of wetlands in Birbhum district, West Bengal, India. **Indian journal of applied research**. v. 2, p. 112-122, 2018.

PEREIRA, I. M. et al. Estrutura da vegetação colonizadora em ambiente degradado por extração de cascalho em Diamantina, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 82, p. 77-88, 2015.

PERES, M. K. **Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas**. 2016. 363 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

PILON, N. A. LIMA; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 73-81, 2017.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>> Acesso em: 27 mai. 2018.

RAI, M. et al. Broad-spectrum bioactivities of silver nanoparticles: the emerging trends and future prospects. **Applied microbiology and biotechnology**, v.5, n. 98, p. 1951-1961, 2014.

SILVA, R. C. et al. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, n. 31, p. 101-107, 2007.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, 2009.

SILVA, R. C. et al. Direct seeding of Brazilian savana trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Energy**, v. 4, n. 23, p. 393-401, 2015,

SILVA, A. D. P. et al. Hill slope form and position influence in soil characteristics and natural regeneration of abandoned pastures areas/influência da forma e posição da encosta nas características do solo e na regeneração natural em áreas de pastagem abandonadas. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1239-1252, 2018a.

SILVEIRA, F. A. et al. O. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1-2, p. 129-152, 2016.

TEIXEIRA P. C. et al. **Manual de métodos de análise do solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Solos. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, p. 573. 2017.

UHLEIN, A.; TROMPETTE, R.; SILVA, M. E. Estruturação tectônica do supergrupo Espinhaço na região de Diamantina (MG). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 16, n. 2, p. 212-216, 2018.

van der PIJL L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3.ed. New York: Springer Verlag, 1982.

VASCONCELOS, P. B.; ARAÚJO, G. M.; BRUNA, E. The role of roadsides in conserving Cerrado plant diversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, p. 3035-3050, 2014.

WHITMORE, J. Multiparticle production in the Fermilab bubble chambers. **Physics Reports**, v. 27, n. 5, p. 187-273, 1976.

WUBS, E. R. J. et al. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 106-107, 2016.

3 POTENCIAL DE GRAMÍNEAS NATIVAS NA RESTAURAÇÃO DE TALUDES PÓS-RESGATE EM AMBIENTES RUPESTRES

RESUMO

O transplântio pós-resgate de gramíneas nativas pode ser uma alternativa eficaz e economicamente viável para a restauração ecológica de taludes. O objetivo deste trabalho foi avaliar a sobrevivência e a cobertura do substrato após o resgate e o transplântio de três gramíneas nativas. O primeiro experimento foi conduzido em campo, em esquema fatorial (3×5), onde foram avaliadas três espécies e cinco intensidades de redução foliar. Para a análise dos diferentes dias de avaliação (variável tempo), o delineamento permaneceu em DBC, porém em esquema de parcelas sub-subdivididas ($6 \times 3 \times 5$), em que os dias de avaliação compuseram a parcela principal, as espécies a subparcela e a redução foliar a sub-subparcela. O segundo experimento foi conduzido em esquema fatorial ($3 \times 3 \times 2$), sendo três espécies, três tamanhos de touceira e duas intensidades de cobertura vegetal (com e sem adição de cobertura vegetal), com três blocos e três repetições/bloco. Para as análises estatísticas de ambos os experimentos, foram consideradas as médias das repetições dentro de cada bloco. Para a análise dos diferentes dias de avaliação para cada espécie (variável tempo), o delineamento permaneceu em DBC, porém em esquema de parcelas sub-subdivididas ($6 \times 3 \times 2$), em que os dias de avaliação compuseram a parcela principal, os tamanhos de touceiras a subparcela e a adição de cobertura morta a sub-subparcela, com três blocos e três repetições/bloco. No experimento com diferentes intensidades de redução foliar a média de sobrevivência da gramínea *Trichantheium wettsteinii* variou de 43 a 98%, enquanto a média de sobrevivência da espécie *Apochoa molinioides* variou de 16 a 78%. A espécie *Axonopus laxiflorus* apresentou sobrevivência variando de 5 a 41%. Nesse mesmo experimento, a média de cobertura total do substrato favorecido por *Trichantheium wettsteinii* variou de 18 a 73%, por *Apochoa molinioides* de 9 a 65% e por *Axonopus laxiflorus* de 2 a 33%. A redução foliar na intensidade de 50% proporcionou maior sobrevivência e cobertura do substrato para a espécie *Apochoa molinioides* e sobrevivência de *Axonopus laxiflorus*. No entanto, a não realização da redução foliar proporcionou maior cobertura do substrato por essa espécie. Para a espécie *Trichantheium wettsteinii*, recomenda-se realizar a redução foliar na intensidade de 75%, visando à maior sobrevivência e cobertura do substrato. No experimento com touceiras, constatou-se que as menores (10 a 20 perfilhos) foram que as proporcionaram as maiores taxas de sobrevivência e cobertura do substrato para *Trichantheium wettsteinii*. As touceiras de tamanho médio resultaram na maior taxa de sobrevivência, enquanto as touceiras grandes contribuíram para a maior cobertura do substrato em *Apochoa molinioides*. As touceiras grandes proporcionaram maior taxa de sobrevivência, enquanto as touceiras médias proporcionaram maior cobertura do substrato para *Axonopus laxiflorus*. Portanto, essas espécies possuem potencial de uso para recuperação de áreas degradadas em campo rupestre quartzítico.

Palavras-chave: Gramíneas Nativas. Taludes. Rochas Ornamentais. Resgate. Transplântio.

ABSTRACT

Post-harvest transplanting of native grasses can be an effective and economically viable alternative for ecological restoration of slopes. The objective of this work was to evaluate the survival and cover of the substrate after the rescue and transplanting of three native grasses. The first experiment was conducted in a double factorial (3×5) field, where three species and five leaf reduction intensities were evaluated. For the analysis of the different evaluation days (variable time) the design remained in DBC, but in a sub-subdivided plots scheme ($6 \times 3 \times 5$), and the evaluation days comprised the main plot, the species the subplot and the leaf reduction a sub-subplot. The second experiment was conducted in a factorial scheme ($3 \times 3 \times 2$) with 3 species, 3 clump sizes and 2 vegetation cover intensities (with and without vegetation cover); with 3 blocks and 3 replicates/block. For the statistical analyzes of both experiments, the means of the repetitions within each block were considered. For the analysis of the different evaluation days for each species (time variable), the design remained in DBC, but in a scheme of subdivided plots ($6 \times 3 \times 2$), and the evaluation days comprised the main plot, the clump sizes at sub-plot and sub-sub-plot coverage; with 3 blocks and 3 replicates/block. The average survival of the grass *Trichantheicum wettsteinii* ranged from 43% to 98%, while the average survival of *Apochoa molinioides* ranged from 16 to 78%. The species *Axonopus laxiflorus* showed survival ranging from 5 to 41%. The mean total substrate coverage favored by *Trichantheicum wettsteinii* varied from 18 to 73%, *Apochoa molinioides* from 9 to 65% and *Axonopus laxiflorus* from 2 to 33% in the experiment with different intensities of leaf reduction. Leaf reduction at 50% intensity provided higher survival and substrate coverage for the species *Apochoa molinoide* and survival of *Axonopus laxiflonus*. However, failure to perform foliar reduction provides greater substrate coverage by this species. For the species *Trichantheicum wettsteinii* it is recommended to carry out the foliar reduction in the intensity of 75% aiming for greater survival and substrate coverage. The smaller clumps (10 to 20 tiller) provided the highest survival rates and substrate coverage for the *Trichantheicum wettsteinii* species. The smaller clumps (10 to 20 tiller) provided the highest survival rates and substrate coverage for the *Trichantheicum wettsteinii* species. Medium-sized clumps resulted in the highest survival rate, while large clumps increased substrate coverage for *Apochoa molinioides*. Large clumps provided higher survival rate and medium clots greater soil cover for *Axonopus laxiflonus*. And, therefore, they have potential of use for the recovery of degraded areas in quartzitic cave field.

Key Word: Native Grasses. Slopes. Ornamental Rocks. Rescue. Transplant.

3.1 INTRODUÇÃO

A Cadeia do Espinhaço é uma fonte importante de riquezas minerais, incluindo minerais metálicos e não metálicos, como pedras preciosas e rochas ornamentais. Ela está localizada na área delimitada para a Reserva da Biosfera do Espinhaço, criada com o objetivo de priorizar a conservação da biodiversidade, o desenvolvimento sustentável e a obtenção de conhecimentos científicos. Em sua grande parte, a Cadeia do Espinhaço é indicada como área prioritária para conservação da flora e da fauna, por se tratar de uma região de extrema importância ecológica, devido à variedade litológica encontrada, que abriga diferentes ecótipos (DRUMMOND et al., 2005).

Dentre as formações vegetais que ocorrem na Cadeia do Espinhaço, destaca-se a fitofisionomia de campos rupestres, que são representados por um conjunto de comunidades predominantemente herbáceo-arbustivas (GIULIETTI; PIRANI, 1988; GIULIETTI et al., 1997; CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005; ALVES; KOLBEK, 2009; RAPINI et al., 2008; NEGREIROS et al., 2012; FERNANDES et al., 2015). Os campos rupestres brasileiros estão entre as mais diversas fitofisionomias do mundo, ocupando apenas 0,78% do território brasileiro, e abrigam 14,7% das espécies vasculares conhecidas no País (SILVEIRA et al., 2015). Sua cobertura vegetal, estruturada sobre essas formações, está ameaçada principalmente pelas atividades minerárias. As gramíneas destacam-se dentre todas as espécies ocorrentes no campo rupestre, por apresentar grande diversidade e abundância nesse ambiente (FIGUEIREDO et al., 2018).

As gramíneas foram relatadas como uma das famílias com maior riqueza de espécies (VIANA; LOMBARDI, 2007; MOURÃO; STEHMANN, 2007; MESSIAS et al. 2011; JACOBI; CARMO, 2012; CARVALHO et al., 2014) e alta dominância (MESSIAS et al. 2011, 2013; CARVALHO et al., 2014; CARMO et al., 2016) nos ambientes savânicos, e estão adaptadas a condições ambientais extremas, como solos rasos e distróficos, com baixa retenção de água (BENITES et al., 2007; VINCENT; MEGURO, 2008; MESSIAS et al., 2013), podendo ser utilizadas na restauração de áreas degradadas (JACOBI; CARMO, 2008; FIGUEIREDO et al., 2012; LIMA et al., 2016; FIGUEIREDO et al., 2018).

Em ambientes impactados pela mineração, as gramíneas adaptadas às condições extremas do substrato podem se estabelecer mais facilmente, o que favorece a cobertura, reduz a erosão, facilita o estabelecimento de outras espécies nas áreas (LIMA et al., 2016) e auxilia na restauração, proteção e revitalização do substrato.

Estudos sobre formas de propagação com gramíneas nativas representam um dos primeiros passos para permitir o uso dessas espécies na restauração de áreas degradadas (FERNANDES et al., 2016), devido às suas características morfológicas e à sua tolerância a condições inóspitas do substrato (FIGUEIREDO et al., 2018). No entanto, a maioria dessas espécies tem germinabilidade muito baixa (CARMONA et al., 1999; AIRES et al., 2013; KOLB et al., 2016), por isso a necessidade de realizar estudos que viabilizem seu uso em programas de restauração.

Nas áreas em processos de restauração, principalmente em taludes, é necessário que o revestimento vegetal garanta a estabilização a partir do recobrimento vegetal, permitindo, assim, maior infiltração de água, menor escoamento superficial e proteção contra erosão. Dessa maneira, a escolha adequada das espécies e as informações sobre a eficácia das técnicas de resgate com a definição de métodos que viabilizem o uso de gramíneas nativas são imprescindíveis.

A restauração da cobertura vegetal de formações quartzíticas é complexa em decorrência das características da vegetação, que é diversificada, rica em endemismos (CONCEIÇÃO; PIRANI, 2005; FERNANDES, et al., 2016; VIANA et al., 2016; OLIVEIRA, 2018) e com predomínio de vegetação herbáceo-arbustiva. Dentre as técnicas de restauração ressalta-se o resgate da flora nativa. Existem poucos estudos sobre restauração de áreas de campo rupestre quartzítico, e os poucos estudos abordam espécies de hábitos arbóreos (RANIERI, 2003; MOURAO; STEHMANN, 2007; RAPINI et al., 2008; LIMA et al., 2010), que são menos abundantes nessa fisionomia (NEGREIROS et al., 2012; FERNANDES et al., 2016; OLIVEIRA, 2018; FIGUEIREDO et al., 2018).

Dentre as espécies de gramíneas nativas que ocorrem nos campos rupestres, destacam-se a *Trichantheium wettsteinii* (Hack.) Zuloaga & Morrone, que possui grande ocorrência em ambientes já alterados e é uma espécie sem relatos científicos na literatura; *Apochoa molinioides* (Trin.) Zuloaga & Morrone, vulgo capim-espeto; e *Axonopus laxiflorus* (Trin.) Chase, capim-quebrado. Essas espécies possuem grande abundância nos campos rupestres e fazem parte da cobertura herbácea, podendo ser indicadas para a restauração de ambientes rupestres degradados.

Como a propagação vegetativa de gramíneas nativas é pouco relatada para o Cerrado, este estudo contribui para o avanço do conhecimento sobre essas espécies, para apoiar seus usos na restauração de fitofisionomias rupestres. Assim, o objetivo deste trabalho foi obter informações sobre a eficácia da técnica de resgate de propágulos vegetativos de três gramíneas nativas, para serem utilizadas em taludes formados por pilha de rejeito e estéril de quartzito.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização da área

O estudo foi realizado durante dois anos, em três taludes em processo inicial de restauração, situados nas coordenadas geográficas 18° 31' 09.44", 43° 53' 04.66", a uma altitude de 1.248 m, no município de Gouveia, MG, na Serra do Espinhaço Meridional, no Sudeste do Brasil. A caracterização geral da área foi apresentada no capítulo anterior.

Este estudo foi realizado nos taludes da área em processo de restauração, utilizando três espécies de gramíneas nativas, que foram resgatadas em forma de touceiras de áreas conservadas que seriam suprimidas.

3.2.2 Resgate de flora

O resgate das gramíneas foi realizado em dia chuvoso, em 6,0 ha de campo rupestre destinados à supressão de vegetação para ampliação da mina, no dia 22 de novembro de 2016. A área experimental constou de 396 parcelas de 2,0 × 1,0 m (2,0 m²), com uma declividade média de 34%. As parcelas experimentais, por ocasião da instalação do experimento, apresentavam-se bastante desgastadas pela erosão e com baixa fertilidade (Figura 3.1).

Para a escolha das espécies, foram considerados os indicativos de tolerância, capacidade de colonização da área e cobertura do solo. Elas foram escolhidas por apresentarem maior abundância (Figura 3.2), condição essencial para obtenção de propágulos em quantidades suficientes para a implantação do experimento (FIGUEIREDO et al., 2018).

Após estabelecer a área de coleta, a metodologia do resgate dos propágulos de gramíneas obedeceu à seguinte sequência:

- a) Coleta: Em novembro de 2016 foram coletados, ao acaso, propágulos de três espécies de gramíneas nativas de ocorrência nos campos rupestres, aparentemente sadias e sem sinal de injúrias, de forma cautelosa, para não causar danos às raízes. Para a retirada dos propágulos, foram utilizadas ferramentas adequadas para preservar, ao máximo, as raízes e os torrões de terra a elas associados. O material experimental foi destorroado manualmente na região das raízes e acondicionado imediatamente em recipientes contendo água.

Figura 3.1 – Locação das parcelas experimentais nos taludes. Vista geral (A) e detalhe (B) em uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais. Gouveia, MG

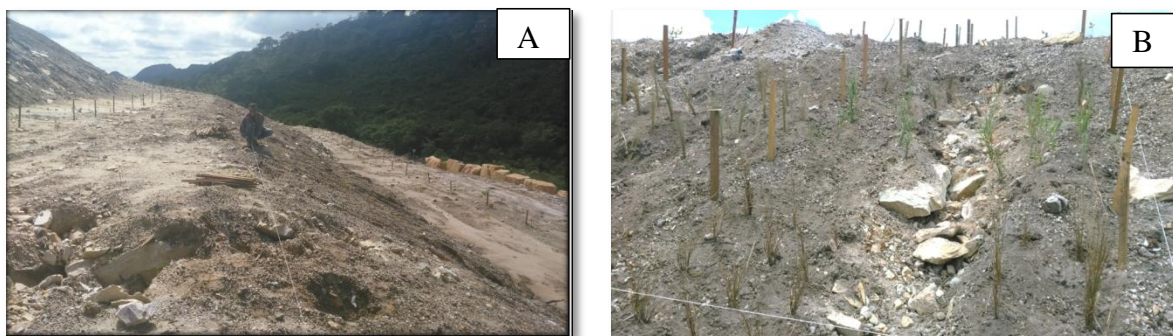


Figura 3.2 – Visão das áreas destinadas à supressão de vegetação que foram utilizadas no resgate das espécies de gramíneas para a restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG



- b) Transporte: Após o acondicionamento em sacos de aniagem, no mesmo dia de arranquio, os propágulos foram conduzidos até a área a ser restaurada.
- c) Redução foliar: No experimento 1, os propágulos coletados foram submetidos a cinco intensidades de redução foliar: 0 (sem redução foliar), 25, 50, 75 e 100% (remoção total das folhas), com três blocos e três repetições/bloco.

Tamanho de touceiras: No experimento 2, no local onde os propágulos seriam transplantados, as touceiras foram desfeitas e divididas em três diferentes tamanhos: pequena = 10 perfilhos, média = 20 perfilhos e grande = 50 perfilhos.

O material resultante da redução foliar foi utilizado na formação da cobertura vegetal morta (parte aérea de gramínea nativa) e, também, como adicional nos tratamentos do segundo experimento, com o objetivo de aumentar os teores de carbono no substrato.

- d) Transplântio: Os propágulos vegetativos foram transplantados diretamente na área a ser restaurada (Figura 3.3), sendo as raízes excedentes podadas. Foram feitas covetas manuais, com o uso de enxadecos. O transplântio foi feito em raiz nua, em parcelas de 2×1 m, totalizando 10 plantas.m². Por terem sido transplantados no período chuvoso, não houve necessidade de irrigação manual.

Figura 3.3 – Plantio de gramíneas nativas na restauração de uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais. Gouveia, MG



3.2.3 Desenho experimental

Para avaliar a influência da redução foliar na sobrevivência dos propágulos e cobertura do substrato, o delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, em esquema fatorial (3×5), sendo três espécies e cinco intensidades de redução foliar. Para a análise dos diferentes dias de avaliações (variável tempo), o delineamento permaneceu em DBC, porém em esquema de parcelas sub-subdivididas ($6 \times 3 \times 5$), em que os dias de avaliação compuseram a parcela principal, as espécies a subparcela e a redução foliar a sub-subparcela.

Para avaliar a influência do número de perfilhos por touceiras com e sem adição de cobertura morta, foi implantado o experimento em delineamento experimental em blocos casualizados (DBC), em esquema fatorial $3 \times 3 \times 2$, sendo três espécies, três tamanhos de touceira e duas intensidades de cobertura vegetal (com e sem cobertura vegetal), com três blocos e três repetições/bloco.

Para as análises estatísticas de ambos os experimentos, foram consideradas as médias das repetições dentro de cada bloco. Para a análise dos diferentes dias de avaliação para cada espécie (variável tempo), o delineamento permaneceu em DBC, porém em esquema de parcelas sub-subdivididas ($6 \times 3 \times 2$), em que os dias de avaliação compuseram a parcela principal, os tamanhos de touceiras a subparcela e a adubação de cobertura a sub-subparcela, com três blocos e três repetições/bloco. O período de avaliação para ambos os experimentos foi de 710 dias.

3.2.4 Variáveis avaliadas

Foram avaliadas a sobrevivência total e a porcentagem de cobertura de gramíneas, de modo a identificar as respostas das gramíneas após a intervenção dos tratamentos. A porcentagem de sobrevivência (%) foi calculada a partir do número de indivíduos mortos, que se baseou na ausência de perfilhos.

Para a análise da cobertura de gramíneas nativas após o transplântio, em cada uma das parcelas foi obtida a porcentagem de cobertura total de gramíneas, por meio da abundância de cobertura, estimada visualmente pelo método da escala de Braun-Blanquet (BRAUN-BLANQUET, 1979).

Para ambos os experimentos, os dados obtidos nas avaliações finais de porcentagem de cobertura e porcentagem de sobrevivência foram submetidos à análise de componentes principais (PCA), sendo utilizado como medida de semelhança o coeficiente de correlação entre

as variáveis. A análise de componentes principais (PCA) evidencia um comportamento das espécies em um espaço euclidiano de baixa dimensão, em que a interpretação da PCA é direta. Dessa forma, os objetos ordenados mais próximos uns dos outros são mais semelhantes do que aqueles ordenados mais distantes.

Os resultados foram avaliados estatisticamente por meio de análises multivariadas, utilizando técnicas de ordenação e agrupamentos, calculadas no programa estatísticos R (R CORE TEAM, 2017).

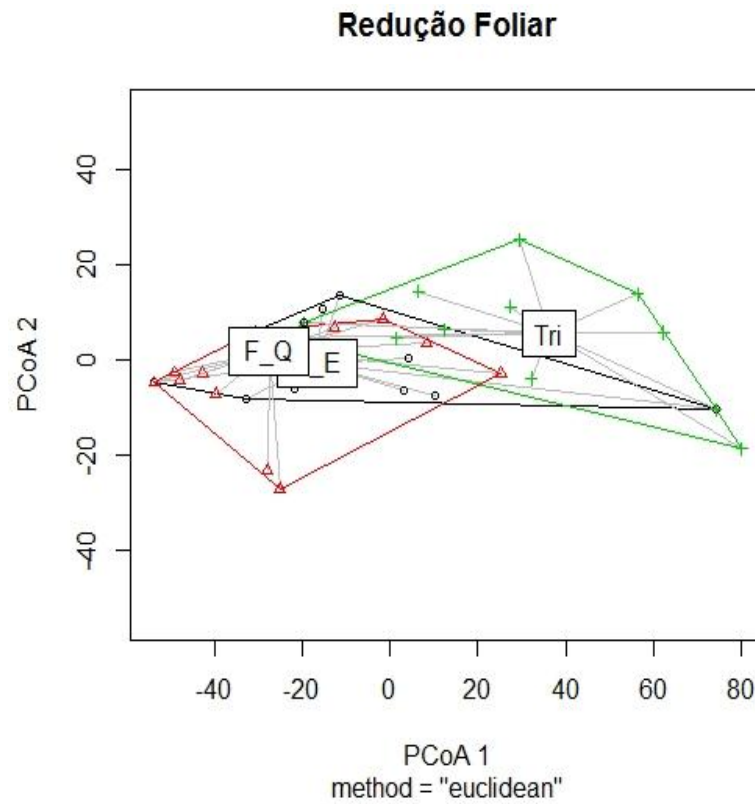
As avaliações dos números de propágulos vivos foram realizadas em seis tempos (março, julho e novembro de 2017, e março, julho e novembro de 2018) e a avaliação da sobrevivência total e cobertura total do substrato ocorreu 23 meses após o transplante. Os dados obtidos sob diferentes tempos de avaliação do número de plantas vivas foram submetidos ao teste F, a análises de regressão linear e ao teste de identidade de modelo (LEITE; OLIVEIRA, 2002). Para as análises utilizaram-se o programa estatístico R (R CORE TEAM, 2017) e os pacotes adicionais Experimental Designs (Expdes) (FERREIRA et al., 2013) e Agricolae (MENDIBURU, 2016).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No experimento com diferentes intensidades de redução foliar, observou-se que das 3.240 plantas translocadas pós-resgate 1.263 sobreviveram à translocação, o que representa uma média geral de 38,99% de sobrevivência. Houve diferença significativa para a sobrevivência dos propágulos vegetativos e cobertura do substrato ($p < 0,001$), em função das intensidades de reduções foliares, aos 710 dias pós-transplante das gramíneas nativas *Trichantheium wettsteinii*, *Apochoa molinioides* e *Axonopus laxiflorus* (Figura 3.4).

A média de sobrevivência da gramínea *Trichantheium wettsteinii* variou de 43 a 98%, já a média de sobrevivência da espécie *Apochoa molinioides* variou de 16 a 78%. A espécie *Axonopus laxiflorus* apresentou sobrevivência variando de 5 a 41%. A média de cobertura total do substrato favorecido por *Trichantheium wettsteinii* variou de 18 a 73%, por *Apochoa molinioides* de 9 a 65% e por *Axonopus laxiflorus* de 2 a 33% (Figuras 3.4, 3.5, 3.6 e 3.7).

Figura 3.4 – Análise de componentes principais de dispersão das variáveis para as espécies de gramíneas nativas avaliadas no experimento com cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG



Em que tri = *Trichantheicum wettsteinii*; f-q = *Axonopus laxiflorus*; e-c-e= *Apochoa molinioides*.

Figura 3.5 – Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Apochoa molinioides* submetida a cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

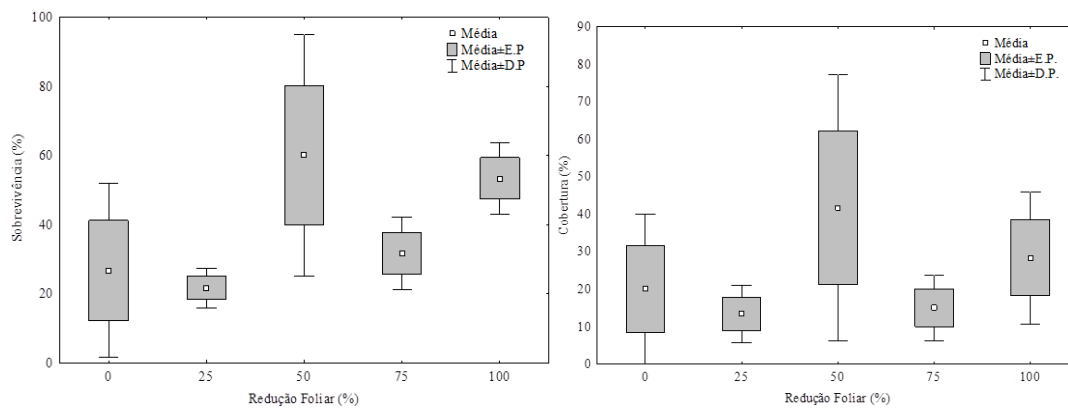


Figura 3.6 – Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Axonopus laxiflorus* submetida a cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

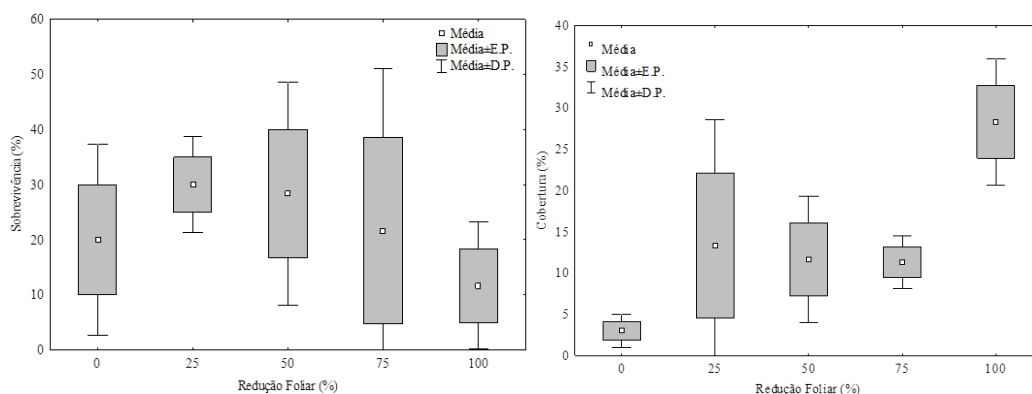
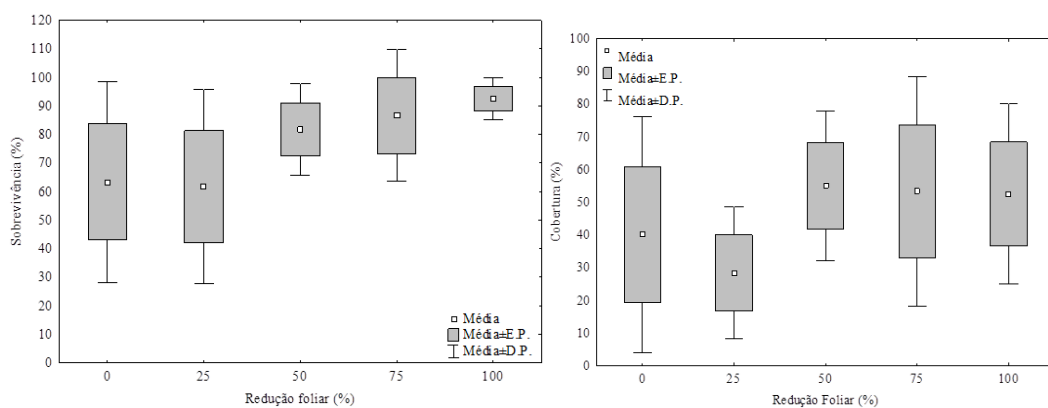


Figura 3.7 – Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Trichantheicum wettsteinii* submetida a cinco intensidades de redução foliar, para restauração de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG



A espécie *Apochoa molinioides* apresentou maior sobrevivência e cobertura do substrato quando 50% da parte aérea foi mantida (Figuras 3.5). Já a espécie *Axonopus laxiflorus* apresentou maior sobrevivência dos propágulos transplantados quando submetida à redução foliar de 50% e maior cobertura do substrato quando não houve redução foliar (Figura 3.6).

A intensidade de redução foliar que melhor proporcionou sobrevivência e cobertura do substrato foi quando os propágulos vegetativos da espécie *Trichantheicum wettsteinii* foram submetidos a 75% de redução foliar (Figura 3.7).

A remoção de um elevado porcentual de folhas fotossinteticamente ativas retira porções do colmo mais próximas do substrato, que atuam como regiões de armazenamento de carboidratos não estruturais (COSTA et al., 2004). Nesse caso, a recuperação da planta está relacionada com a intensidade dos danos causados ao sistema, e depende da rápida reposição de folhas pelo meristema apical, uma vez que a remoção do meristema apical resulta na paralisação do crescimento. Esse fato é explicado pela capacidade de brotação mais acentuada intrínseca às espécies, pois a poda dos propágulos vegetativos inibe a dominância apical, normalmente causada pela maior concentração de auxinas (CLINE, 1994).

À medida que ocorre a remoção da gema apical, normalmente, há o estímulo do crescimento das gemas laterais, o que elimina a influência desse regulador de crescimento e permite que as gemas laterais saiam do estado de dormência e formem novas folhas. De modo geral, a remoção dos meristemas apicais cessa a inibição hormonal das gemas laterais e basais, que são, então, ativadas e dão início ao crescimento de novos perfilhos (SILVA et al., 2007), uma vez que quando ocorre a remoção do meristema apical o perfilhamento é aumentado; por outro lado, a remoção de folhas diminui o perfilhamento.

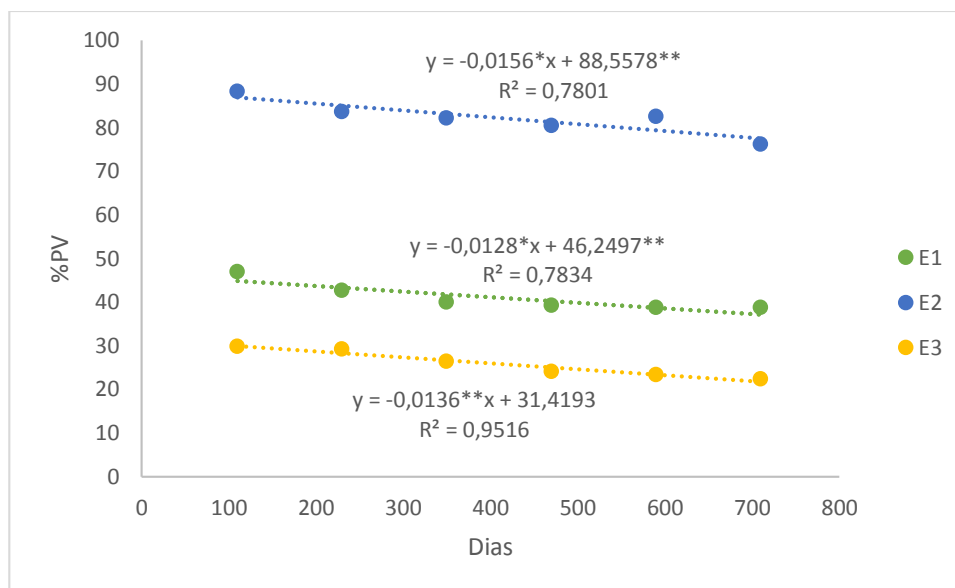
Segundo Neto (2002), a produção de novos perfilhos é, normalmente, um processo contínuo, que pode ser acelerado pela desfolhação da planta. Ele pode ser explicado pelo fato de a perfilhação individual ter duração de vida limitada e variável, em função de fatores bióticos e abióticos, de modo que os propágulos podem ser mantidos por uma contínua reposição. Rêgo et al. (2002) verificaram aumento na densidade de perfilhos aéreos, no número de nós e no comprimento de entrenós basais, quando houve incremento na altura das plantas, em pastagem de capim-tanzânia.

Durante a fase vegetativa, geralmente, as gramíneas mantêm seu meristema apical próximo ao solo. Contudo, na fase reprodutiva ocorre o alongamento das células dos entrenós, o que resulta na elevação do meristema apical. Em condições ambientais e nutricionais favoráveis, o crescimento da planta será pouco afetado, considerando que o processo de fotossíntese não foi interrompido. Em condições desfavoráveis, como é o caso das áreas degradadas, ocorre uma paralisação temporária no crescimento do sistema radicular, o que reduz a taxa de crescimento logo após o corte de todos os perfilhos (COSTA et al., 2004).

Houve diferença significativa ($p < 0,05$) para a interação espécies x tempo, devendo ser destacado que as espécies *Trichanthecium wettsteinii*, *Apochoa molinioides* e *Axonopus laxiflorus* apresentaram comportamentos semelhantes ao longo tempo, pelo teste de identidade de modelo (Figura 3.8), com a morte dos propágulos vegetativos mais acentuada logo após o transplantio.

Observou-se decréscimo linear na sobrevivência dos propágulos transplantados pós-resgate, tendo em vista a ocorrência de veranicos nos primeiros meses do ano e, ainda, a adaptação das espécies na área degradada, no entanto após esse período ocorreu estabilização na sobrevivência das mudas transplantadas (Figura 3.8).

Figura 3.8 – Porcentagem de plantas vivas (%PV) em função da interação espécie x tempo, para as mudas de *Trichantheicum wettsteinii* (E2), *Apochoa molinioides* (E1) e *Axonopus laxiflorus* (E3), via resgate, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

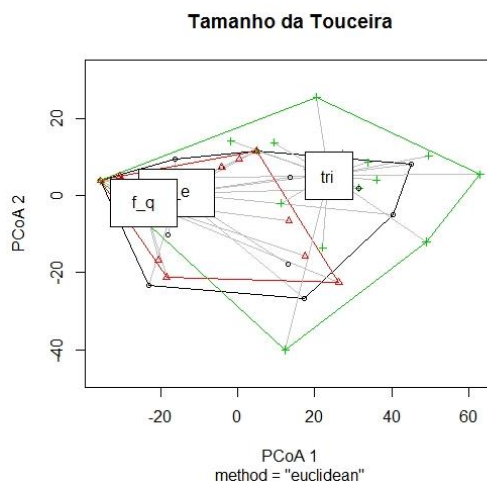


* Significativos a 5% (*) e 1% (**) de probabilidade, pelo teste F

As espécies de gramíneas apresentaram senescência, naqueles períodos mais secos, enquanto no período chuvoso esses mesmos indivíduos retomaram suas atividades metabólicas, com emissão de brotação e crescimento (Figura 3.8).

A análise de componentes principais (PCA) evidenciou um comportamento das espécies em um espaço euclidiano de baixa dimensão, devendo ser ressaltado que *Trichantheicum wettsteinii* apresentou maior sobrevivência de propágulos e cobertura do substrato (Figura 3.9) quando transplantada para pilhas de rejeito e estéril de quartzito em forma de touceiras.

Figura 3.9 – Análise dos componentes principais de dispersão das variáveis para as espécies avaliadas no experimento com três tamanhos de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG



Em que tri = *Trichantheicum wettsteinii*; f-q = *Axonopus laxiflorus*; e-c-e = *Apochoa molinioides*.

Maiores taxas de sobrevivência e cobertura de substrato foram observadas para a espécie *Trichantheicum wettsteinii*, seguida de *Apochoa molinioides* e de *Axonopus laxiflorus* (Figura 3.9).

O experimento realizado com tamanho de touceiras mostrou que das 3.240 plantas transplantadas pós-resgate 993 sobreviveram à translocação, o que representa uma média de sobrevivência de 30,6%, com variações muito altas tanto em sobrevivência quanto em cobertura do substrato (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) das espécies *Trichantheicum wettsteinii*, *Apochoa molinioides* e *Axonopus laxiflorus*, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

Espécie		Tamanho Touceira		
		Pequena	Média	Grande
<i>Apochoa molinioides</i>	Sobrevivência (%)	21 ± 20,2	24±22,7	33±31,2
	Cobertura (%)	13 ± 5,2	20±21,6	20±11,5
<i>Trichantheicum wettsteinii</i>	Sobrevivência (%)	49 ± 27,0	53 ± 15,6	52 ± 2,9
	Cobertura (%)	18 ± 23,4	27 ± 8,8	27 ± 5,2
<i>Axonopus laxiflorus</i>	Sobrevivência (%)	8 ± 10,1	22 ± 16,6	15 ±10,0
	Cobertura (%)	13 ± 7,6	15 ± 8,7	14±12,2

A espécie *Apochoa molinioides* apresentou maior sobrevivência de propágulos e cobertura de substrato quando houve transplântio de touceiras médias e grandes, respectivamente (Figura 3.10). O transplântio de pequenos tamanhos de touceiras da espécie *Trichantheicum wettsteinii* foi o que proporcionou maior sobrevivência e cobertura do substrato (Figura 3.11). Já a espécie *Axonopus laxiflorus* apresentou maior sobrevivência de seus propágulos quando foram transplantadas touceiras grandes, e maior cobertura do substrato quando transplantadas touceiras médias (Figura 3.12).

As interações espécie x tamanho de touceiras x cobertura morta para as variáveis sobrevivência e cobertura do substrato não foram significativas, havendo diferença significativa apenas para as espécies (Figura 3.13).

Figura 3.10 – Média geral de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Apochoa molinioides* transplantada, em relação ao tamanho de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

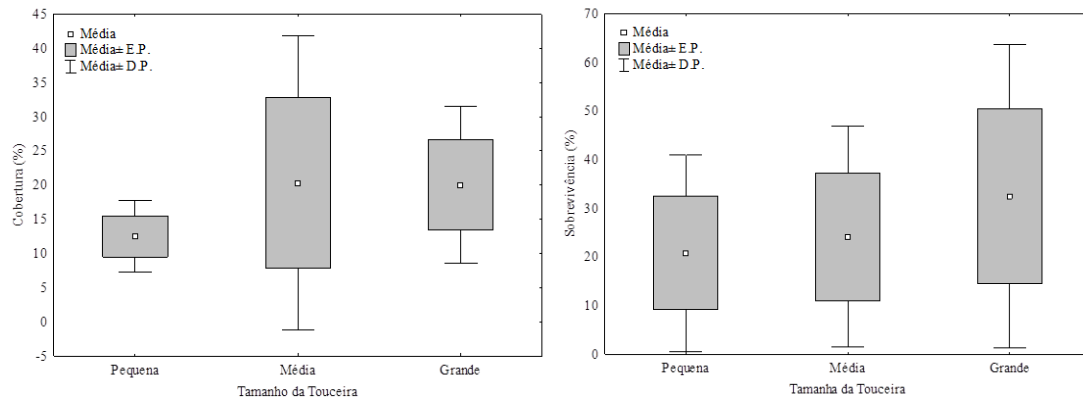


Figura 3.11 – Média geral de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Trichanthecium wettsteinii* transplantada, em relação ao tamanho de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

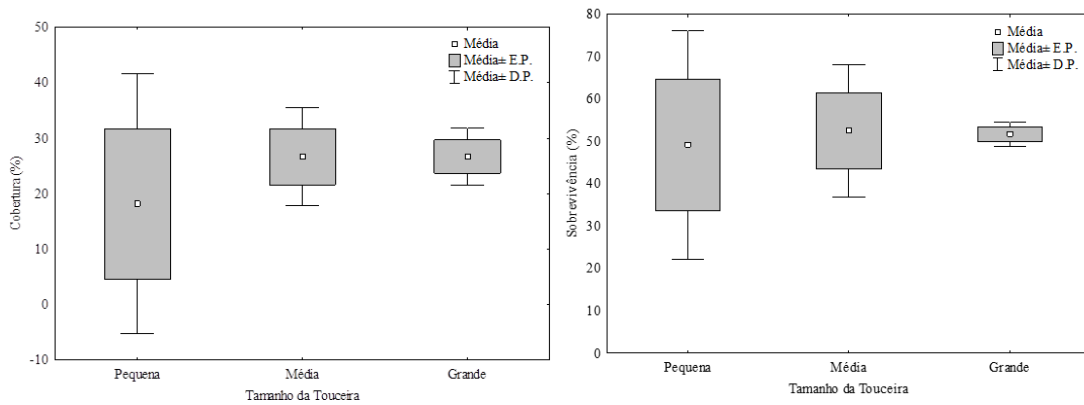


Figura 3.12 – Média de sobrevivência (%) e cobertura total do substrato (%) da espécie *Axonopus laxiflorus* transplantada, em relação ao tamanho de touceiras de gramíneas nativas, na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG

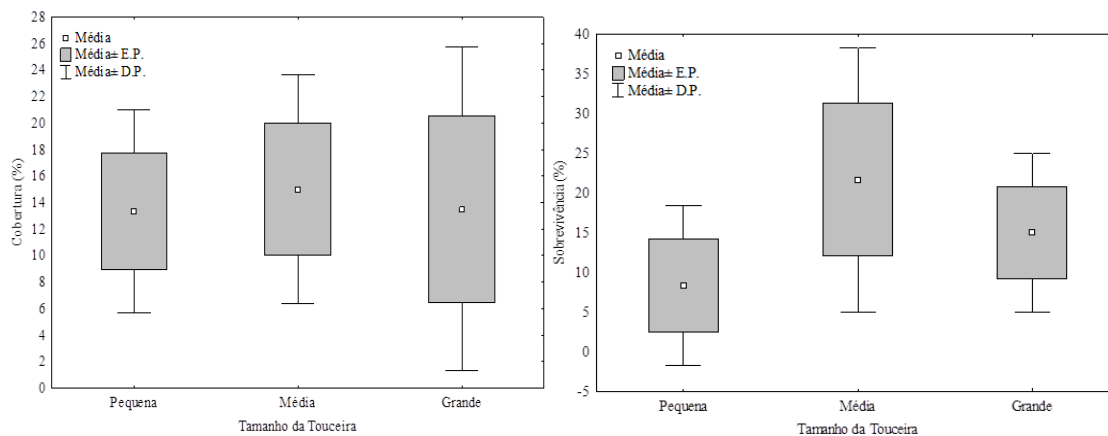
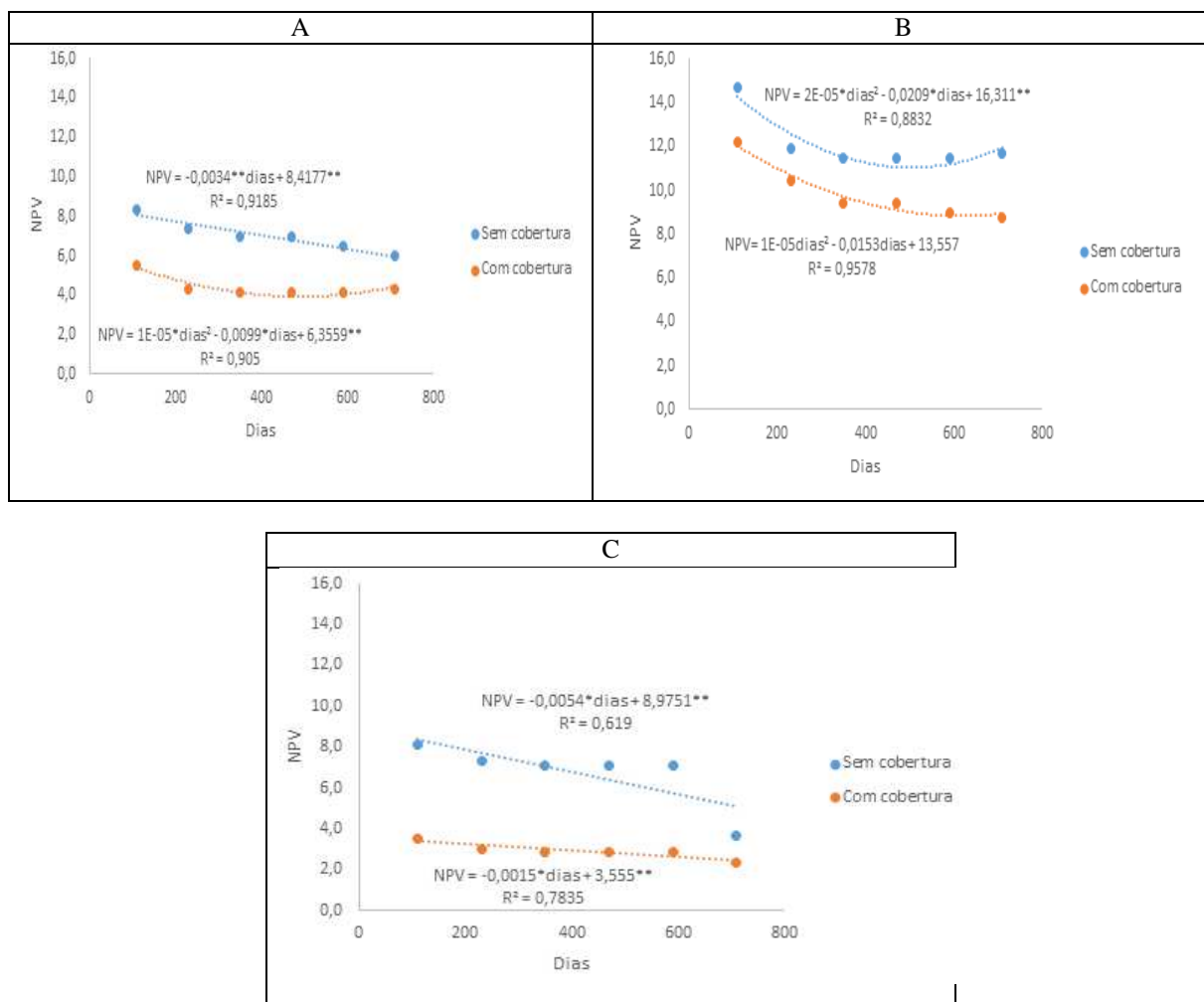


Figura 3.13 – Número de plantas vivas (NPV) para interação cobertura morta x tempo para as espécies *Apochoa molinioides* (A) *Trichanthecium wettsteinii* (B) e *Axonopus laxiflorus* (C), na restauração de taludes de uma pilha de rejeito e estéril. Gouveia, MG



* Significativos a 5% (*) e 1% (**) de probabilidade, pelo teste F.

As interações cobertura morta x tempo foram significativas para as espécies *Apochoa molinioides* ($p\text{-valor} = 0,00029$), *Trichanthecium wettsteinii* ($p\text{-valor} = 0,065$) e *Axonopus laxiflorus* ($p\text{-valor} = 0,065$), que apresentaram comportamentos semelhantes pelo teste de identidade de modelo (Figura 3.13). O número de plantas vivas onde não foram adicionadas cobertura vegetal morta foi superior ao dos locais onde não foram adicionadas cobertura vegetal, para as três espécies de gramíneas nativas (Figuras 3.13 A, B, C) estudadas.

A espécie *Trichanthecium wettsteinii* apresentou maior cobertura do substrato e sobrevivência de propágulos vegetativos, quando comparada às gramíneas *Apochoa molinioides* e *Axonopus laxiflorus*, tanto no experimento com tamanho de touceiras, quanto no experimento em que houve redução foliar em diferentes níveis, mostrando ser uma espécie com maior adaptação.

Ao contrário de *Trichantheium wettsteinii*, a sobrevivência e a porcentagem de cobertura do substrato de *Apochoa molinioides* (capim-espeto) foram inferiores às das demais espécies, o que pode ser explicado pelas características intrínsecas dessa espécie, uma vez que ela ocorre em ambientes mais úmidos (MUNHOZ; FELILI, 2007), o que dificulta a sua propagação via resgate de propágulos em ambientes degradados com baixa umidade do substrato, como é o caso da área do presente trabalho.

A diferença na sobrevivência total e na cobertura total do substrato entre as espécies avaliadas deve-se à capacidade de adaptação de cada espécie. *Trichantheium wettsteinii* destaca-se por possuir ocorrência ampla nos ambientes naturais na região do presente estudo e por apresentar, como outras espécies de gramíneas nativas, inúmeros biotipos com adaptações às mais variadas condições de solo, com características muito variadas quanto ao tamanho e à espessura do rizoma, ao tamanho das folhas e à produção de matéria seca (FIGUEIREDO et al., 2018), portanto merece atenção nos projetos de restauração de áreas degradadas.

A sobrevivência significativa de *Trichantheium wettsteinii* nos taludes, durante a estação seca, reforça seu potencial de uso em condições edafoclimáticas adversas, mesmo não havendo estudos que predigam os limites de tolerância a certas condições ambientais da espécie. Entretanto, essa gramínea pode ter grande plasticidade ecofisiológica, possivelmente a ponto de suportar as condições de ambientes degradados pela extração de rochas ornamentais.

As respostas das gramíneas à sobrevivência e à capacidade de recobrimento do substrato estão ainda relacionadas às condições restritas de baixa fertilidade e à heterogeneidade das condições edáficas (granulométrica) do local do transplântio, visto que a pilha de rejeito e estéril foi formada com fragmentos de diferentes composições, em que na superfície ocorre a presença de materiais arenosos e mais finos, enquanto nas camadas inferiores encontram-se grandes blocos de rochas.

Marques et al. (2014) verificaram que *Echinolaena inflexa* iniciou a produção de folhas verdes na transição entre as estações seca e chuvosa, apresentando o máximo de área foliar ativa no período de máxima precipitação. Silva e Klink (2001) também encontraram estreita relação entre precipitação e produção de folhas de gramíneas do Cerrado, como *Echinolaena inflexa*. No interior da voçoroca avaliada, as touceiras de *Echinolaena inflexa* comportaram-se como esperado, reduzindo drasticamente o percentual de ocupação de brotos verdes durante a estação seca, com imediata rebrota da parte aérea no início das primeiras chuvas, conforme observado no presente estudo.

Marques et al. (2014), avaliando o estabelecimento e o crescimento de *Echinolaena inflexa*, verificaram altas taxas de sobrevivência (100%) em condições de campo, em uma

voçoroca em Ouro Preto, MG. Messias (2012), estudando a propagação de gramíneas nativas, observaram que as espécies pesquisadas apresentaram resultados satisfatórios quando submetidas à propagação vegetativa.

Figueiredo et al. (2018), avaliando a propagação vegetativa e sexual de gramíneas nativas em substrato de campo rupestre, verificaram que para *Axonopus laxiflorus* é viável a propagação vegetativa, uma vez que não houve a germinação de sementes dessa espécie, e que essa gramínea, oito meses após o transplântio, aumentou em 75% a sua biomassa. Até mesmo para espécies que se propagam via sexual o uso da propagação vegetativa é eficiente, podendo ser interessante quando há disponibilidade limitada de sementes, quando o estabelecimento de plântulas é dificultado pelas condições ambientais inóspitas (COELHO et al., 2008), ou quando é necessária uma rápida revegetação (PEREZ, 2008).

Recomenda-se que o transplântio de gramíneas nativas seja feito no início do período chuvoso, visto que nem sempre é viável realizar a irrigação. Embora a propagação vegetativa pareça ser uma alternativa para a reprodução de gramíneas nativas, o uso desta técnica deve ser acompanhada de cuidados, com o objetivo de reduzir a perda de diversidade, que geralmente ocorre em populações propagadas, que em áreas degradadas pode interferir no sucesso do estabelecimento e no potencial de adaptação às novas condições ambientais (WILLIAMS, 2001; McKAY et al., 2005; HUGLES et al., 2008; BUCCHAROVA et al., 2017). Recomenda-se também a coleta de propágulos em grandes áreas e em diferentes populações, pois esse procedimento pode reduzir significativamente a perda de diversidade em populações propagadas predominantemente por meios vegetativos (VELLEND, 2006; SOMMERVILLE et al., 2013; ROGERS; McGUIRE 2015).

Ainda são poucos os estudos que fornecem informações sobre as respostas das espécies vegetais nativas diante de situações de estresse e distúrbio encontradas em áreas degradadas pela extração de rochas ornamentais. Os resultados obtidos para *Trichantheicum wettsteinii*, *Axonopus laxiflorus* e *Apochoa molinioides* serão ainda mais promissores quando uma grande quantidade de propágulos vegetativos por área for inserida nos ambientes. Ajustes na técnica de resgate das espécies *Trichantheicum wettsteinii*, *Axonopus laxiflorus* e *Apochoa molinioides* precisam ser realizados, a fim de maximizar a sobrevivência e a porcentagem de cobertura do substrato.

3.4 CONCLUSÕES

A redução foliar na intensidade de 50% proporcionou maior sobrevivência e cobertura do substrato para a espécie *Apochoa molinoide* e maior sobrevivência de *Axonopus laxiflorus*. No entanto, a não realização da redução foliar proporciona maior cobertura do substrato por essa espécie.

Para a espécie *Trichanthecium wettsteinii*, recomenda-se realizar a redução foliar na intensidade de 75%, visando à maior sobrevivência e cobertura do substrato.

As touceiras menores foram as que proporcionaram as maiores taxas de sobrevivência e cobertura do substrato para a espécie *Trichanthecium wettsteinii*.

As touceiras de tamanho médio resultaram na maior taxa de sobrevivência, enquanto as touceiras grandes favoreceram maior cobertura do substrato para *Apochoa molinoides*.

Para *Axonopus laxiflorus*, as touceiras grandes proporcionaram maior taxa de sobrevivência e as touceiras médias maior cobertura do substrato.

O estudo demonstrou que o resgate de *Trichanthecium wettsteinii*, *Axonopus laxiflorus* e *Apochoa molinoides* desempenhou papel importante na restauração de taludes de pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais em ambientes quartzíticos. A espécie que apresentou maiores taxas de sobrevivência e maior cobertura do substrato foi a *Trichanthecium wettsteinii*.

3.5 RECONHECIMENTOS

À Empresa GSM Group, pela disponibilidade da área para instalação do experimento, pelos recursos financeiros e pelos equipamentos necessários. À Paula Alves, pela colaboração na identificação das espécies de gramíneas nativas. À Priscila de Fátima, Talita Amaral, Paula Alves, Jaine Evele, Aline Carvalho, Aline Almeida, pela ajuda na montagem. À Luise Carvalho, pela colaboração no monitoramento do experimento.

3.6 REFERÊNCIAS

AIRES, S. S.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. **Grass Forage Science**, v. 69, p. 470-478, 2013.

ALVES, R. J. V.; KOLBEK, J. Summit vascular flora of Serra de São José, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 5, p. 35-73, 2009.

BENITES, V. M. et al. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Brazil Journal Botanica** v. 2, n. 30, p. 569-577, 2007.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia**: bases para el estudio de las comunidades vegetales. 3. ed. Madrid: Blume, 1979.

BUCHAROVA, A. et al. Genetic differentiation and regional adaptation among seed origins used for grassland restoration: lessons from a multispecies transplant experiment. **Journal Applied Ecology**, v. 54, p. 127-136, 2017.

CARMO, F. F.; CAMPOS, I. C.; JACOBI, C. M. Effects of fine-scale surface heterogeneity on rock outcrop plant community structure. **Journal Vegetation Science**, v. 27, p. 50-59, 2016.

CARMONA, R.; MARTINS, C. R.; FAVERO, A. P. Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira Sementes**, v. 20, n.1, p. 16-22, 1999.

CARVALHO, F. et al. Relationship between physical and chemical soil attributes and plant species diversity in tropical mountain ecosystems from Brazil. **Journal Mt Science**, v.1, p. 875-883, 2014.

CLINE, M. G. The role of hormones in apical dominance. New approaches to an old problem in plant development. **Physiologia plantarum**, v. 90, n. 1, p. 230-237, 1994.

COELHO, F. F.; CAPELO, C.; FIGUEIRA, J. E. C. Seedlings and ramets recruitment in two rhizomatous species of Rupestrian grasslands: *Leiothrix curvifolia* var. lanuginosa and *Leiothrix crassifolia* (Eriocaulaceae). **Flora**, v. 203, p. 153-161, 2008.

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

COSTA, N. L.; MAGALHÃES, J. A.; TOWNSEND, C. R.; PAULINO, V.T. **Fisiologia e manejo das plantas forrageiras**. Embrapa Rondônia, v. 3, 2004. 27 p.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

FERNANDES, G. W. et al. Ocorrência de plantas não nativas e exóticas em áreas restauradas de campos rupestres. **Planta Daninha**, v. 33, p. 463-482, 2015.

FERNANDES, G. W. et al. Challenges in the restoration of quartzitic and ironstone rupestrian grasslands. In: _____. (Ed) **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Berlin: Springer, 2016, p. 449-477.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. **ExpDes**: experimental designs package. R package version 1.1.2. 2015. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=ExpDes>> Acesso em 8 nov. 2018.

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

FIGUEIREDO, M. A. et al. Propagation and establishment of rupestrian grassland grasses for restoration of degraded areas by mining. **Brazilian Journal of Botany**, n. 41, v.2, p. 1-9, 2018.

GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. In: DAVIS, S. D. et al. (Ed.) **Centres of plant diversity**. A guide and strategy for their conservation. The Americas. Cambridge: IUCN Publication Unity, 1997, p. 397-404.

GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J.R. Patterns of geographical distribution of some plant species from Espinhaço range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In: VANZOLINI, P. E.; HEYER, W. R. (Ed.) **Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988, p. 39-69.

HUGLES, A. R. et al. Ecological consequences of genetic diversity. **Ecol Letters**, v. 11, p. 609-623, 2008.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Megadiversidade**, v. 4, p. 24-32, 2008.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. **Diversidade florística nas cangas do Quadrilátero Ferrífero**. Belo Horizonte: IDM, 2012.

KOLB, R. M.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. **Acta Botanica Brasileira**, v. 30, p. 87-92, 2016.

LEITE, H. G.; OLIVEIRA, F. H. T. Statistical Procedure to Test Identity between Analytical Methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 33, n. 8, p. 1105-1118, 2002.

LIMA, A. M. et al. Avaliação do potencial fitorremediador da mamona (*Ricinus communis* L) utilizando efluente sintético contendo chumbo. **Holos**, n. 26, v.1, p.51-61, 2010.

LIMA, C. T. et al. **Guia de plantas para a recuperação de áreas degradadas nas cangas do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais**. Fortaleza: Fundação Brasil Cidadão, 2016.

MARQUES, T. E. D. et al. Crescimento de espécies nativas de cerrado e de *Vetiveria zizanioides* em processos de revegetação de voçorocas. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 843-856, 2014.

McKAY, J. K. et al. "How local is local?" – a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. **Restoration Ecology**, n. 13, p. 432-440, 2005.

MENDIBURU, F. **agricolae**: Statistical procedures for agricultural research. R package version 1.2-4. 2016. Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=agricolae>> Acesso em 5 nov. 2018.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v.2, n. 11, p. 1-14, 2011.

MESSIAS, M. C. T. B. **Fatores ambientais condicionantes da diversidade florística em campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. 2012. 156 f. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos naturais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Soil-vegetation relationship in quartzitic and ferruginous Brazilian rocky outcrops. **Folia Geobotanica**, v. 48, p. 509-521. 2013.

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

MUNHOZ, C. B. R.; FELILI, J. M. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, n. 3. p. 205-215, 2007.

NEGREIROS, D. et al. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes à campos rupestres na Serra do Cipó, MG. **Neotropical Biology and Conservation**, v.3, n. 6, p. 156-161, 2012.

NETO, A. F. G. Respostas morfogênicas e estruturais de *Panicum maximum* cv. Mombaça sob diferentes níveis de adubação nitrogenada e alturas de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, n. 5, p. 1890-1900, 2002.

OLIVEIRA, P. A. Phytosociology of the herbaceous-subshrub layer of a rupestrian complex in Serra do Espinhaço, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 1, p. 141-149, 2018.

PEREZ, N. B. **Multiplicação Vegetativa de Plantas Forrageiras** – recomendações para plantio. Bagé: Embrapa Pecuária Sul, 2008.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em <<http://www.R-project.org/>> Acesso em 27 mai. 2018.

RANIERI, B. D. Germinação de sementes de *Lavoisiera cordata* Cogn. E *Lavoisiera francavillana* Cogn. (Melastomataceae), espécies simpátricas da Serra do Cipó, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 4, p. 523-530, 2003.

RAPINI, A. et al. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, v. 4, p. 16-24, 2008.

RÊGO, F. C. DE A.; CECATO, U.; CANTO, M. W. do; MARTINS, E. N.; SANTOS, G. T. dos; CANO, C. P.; PETERNELLI, M. Características morfológicas e índice de área foliar do capim tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia-1) manejado em diferentes alturas, sob pastejo. *Revista Brasileira de Zootecnia*. v.31, n.5, p.1931-1937, 2002.

ROGERS, D., McGUIRE, P. Genetic erosion: Context is key. In: AHUJA, M.; JAIN, S. (Ed.) **Genetic diversity and erosion in plants**. Sustainable development and biodiversity. Berlin: Springer, 2015, p. 1-24.

SILVA, D. A.; KLINK, C. A. Dinâmica de foliação e perfilhamento de duas gramíneas C4 e uma C3 nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 24, p. 441-446, 2001.

SILVA, L. C. S et al. Características morfológicas e estruturais do capim-tanzânia submetido a doses de fósforo e nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, p. 1736-1741, 2007.

SILVEIRA, F. A. O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P. U. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil**, v. 403, p. 129-152, 2015.

SOMMERVILLE, K.; ROSSETO, M.; PULKOWNIK, A. Maximising adaptive potential in translocated populations of clonal saltmarsh plants: a case study on *Wilsonia backhousei*, Convolvulaceae. **Wetlands Ecology Management**, v. 21, p. 339-351, 2013.

VELLEND, M. The consequences of genetic diversity in competitive communities. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 304-311, 2006.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, p. 159-177, 2007.

VIANA, P. L. et al. Flora of the cangas of the Serra dos Carajás, Pará, Brazil: history, study area and methodology. **Rodriguésia**, n. 67, p. 1107-1124, 2016.

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

WILLIAMS, S. L. Reduced genetic diversity in eelgrass transplantations affects both population growth and individual fitness. **Ecological Applications**, v. 11, p. 1472-1488, 2001.

3.7 ANEXO

Fotografias da área onde foram instalados os experimentos com resgate de gramíneas nativas e transplântio em pilha de rejeito e estéril formada pela extração de rochas ornamentais na mina Gold Macaúbas, em Gouveia, MG. Detalhes das espécies de gramíneas nativas (a, b, c, d, e) e estabelecimento nos taludes (f, g, h, i, j, k, l), para na restauração de uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais em Gouveia, MG.

a)



b)



c)



d)



e)



f)



g)



h)



i)

j)



k)



l)



3.8 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 3.2 – Resultados da ANOVA para a porcentagem de cobertura e sobrevivência de espécies de gramíneas nativas, testando o efeito dos tratamentos com diferentes intensidades de redução foliar. Gouveia, MG

	DF	Cobertura		Sobrevivência	
		F	P	F	P
Bloco	2	3,6899	0,03831	4,4130	0,02197
Espécie	2	9,2308	0,00088	25,4794	0,00000
Redução foliar	4	1,4831	0,23497	2,3772	0,07688
Espécie*Redução foliar	8	0,5424	0,81414	0,5936	0,77447
Resíduo	27	-	-	-	-
Total	43	-	-	-	-

Tabela 3.3 – Teste de Tukey para a porcentagem de cobertura e sobrevivência de espécies de gramíneas nativas, testando o efeito dos tratamentos com diferentes intensidades de redução foliar. Gouveia, MG

Grupos	Cobertura		Sobrevivência	
	Médias		Médias	
1	34,37500		50,62500	
2	26,55556		49,44444	
3	36,11111		56,66667	
4	18,33333		35,00000	
5	21,00000		33,88889	

Tabela 3.4 – Resultados da ANOVA para número de plantas vivas, em função dos fatores A (dias), B (espécie) e C (redução foliar) – Experimento parcela subdividida foliar. Gouveia, MG

Número de Plantas Vivas	Df	F	P
Dados*repetição	2	33,5607	3,665 ⁻⁰⁵
Dados*Dias	5	1,2960	0,339074
Ea	10		
Dados*Espécie	2	369,9737	< 2,2 ⁻¹⁶
Dados*Dias: Dados*Espécie	10	0,1404	0,998655
Eb	24		
Dados*Redução foliar	4	16,3101	5,801 ⁻¹¹
Dados*Redução foliar: Dados*Dias	20	0,0416	1,000000
Dados*Redução foliar: Dados*Espécie	8	3,2724	0,001902
Dados*Redução foliar: Dados*Dias: Dados*Espécie	40	0,0942	1,000000
Ec	138		

Tabela 3.5 – Resultados da ANOVA para número de plantas vivas, em função dos fatores A (dias), B (espécie) e C (redução foliar) – Experimento parcela subdividida foliar. Gouveia, MG

Número de Plantas Vivas	Df	F	P
Dados*repetição	2	33,5607	3,665 ⁻⁰⁵
Dados*Dias	5	1,2960	0,339074
Ea	10		
Dados*Espécie	2	369,9737	< 2,2 ⁻¹⁶
Dados*Dias: Dados*Espécie	10	0,1404	0,998655
Eb	24		
Dados*Redução foliar	4	16,310	5,801 ⁻¹¹
Dados*Redução foliar: Dados*Dias	20	0,0416	1,000000
Dados*Redução foliar: Dados*Espécie	8	3,2724	0,001902
Dados*Redução foliar: Dados*Dias: Dados*Espécie	40	0,0942	1,000000
Ec	138		

Tabela 3.6 – Resultados da ANOVA para o número de plantas vivas, em função dos fatores A (dias), B (espécie) e C (redução foliar). Gouveia, MG

Número de Plantas Vivas	Df	F	P
Dados*Repetição	1	1,619	0,20438
Dados*Dias	1	430,807	< 2 ⁻¹⁶
Dados*Espécie	1	6,715	0,01011
Dados*Redução foliar	1	3,629	0,05791
Dados*Dias: Dados*Espécie	1	4,908	0,02762
Dados*Dias: Dados*Redução foliar	1	9,467	0,00232
Dados*Espécie: Dados*Redução foliar	1	1,798	0,18116
Dados*Dias: Dados*Espécie: Dados*Redução foliar	1	2,337	0,12758
Resíduo	253		

Tabela 3.7 – Resultados da ANOVA fatorial parcela subdividida, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação). Gouveia, MG

Espécie 1: <i>Apochoa molinioides</i>	Df	F	P
	2	384,0154	3,508 ⁻¹⁰
Dados*Repetição	2	384,0154	3,508 ⁻¹⁰
Dados*Tempo	5	4,1231	0,027120
Ea	10		
Dados*Tamanho touceira	2	2,8731	0,076095
Dados*Tempo:Dados*Tamanho touceira	10	0,2427	0,987973
Eb	24		
Dados*Adubação	1	17,0287	0,000208
Dados*Adubação:Dados*Tempo	5	0,1098	0,989453
Dados*Adubação:Dados*Tamanho touceira	2	8,2789	0,001101
Dados*Adubação:Dados*Tempo:dados*Tamanho touceira	10	0,1083	0,999632
Ec	36		

Tabela 3.8 – Resultados da ANOVA fatorial, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação). Gouveia, MG

Espécie 1: <i>Apochoa molinioides</i>	Df	F	P
Dados*Repetição	1	65,544	1,68 ⁻¹²
Dados*Tempo	1	88,940	2,27 ⁻¹⁵
Dados*Tamanho Touceira	1	1,462	0,2296
Dados*Adubação	1	6,904	0,0100
Dados*Tempo:Dados*Tamanho touceira	1	1,031	0,3123
Dados*Tempo:Dados*Adubação	1	5,247	0,0241
Dados*Tamanho de touceira:Dados*Adubação	1	0,050	0,8227
Dados*Tempo:Dados*Tamanho touceira:Dados*Adubação	1	0,000	0,9889
Resíduo	97		

Tabela 3.9 – Resultados da ANOVA fatorial, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação) para a espécie *Trichantheicum wettsteinii*. Gouveia, MG

Espécie 2: *Trichantheicum wettsteinii*. Gouveia, MG

	Df	F	P
Dados*repetição	2	29,0595	6,818 ⁻⁰⁵
Dados*Tempo	5	7,3037	0,004007
Ea	10		
Dados*Tamanho touceira	2	4,5424	0,021232
Dados*Tempo:Dados*Tamanho Touceira	10	0,1418	0,998598
Eb	24		
Dados*Adubação	1	10,3592	0,002727
Dados*Adubação:Dados*Tempo	5	0,0885	0,993584
Dados*Adubação:Dados*Tamanho touceira	2	2,3029	0,114519
Dados*Adubação:Dados*Tempo:Dados*Tamanho touceira	10	0,3067	0,974641
Ec	36		

Tabela 3.10 – Resultados da ANOVA fatorial com desdobramentos, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a espécie *Trichantheicum wettsteinii*. Gouveia, MG

Espécie 2: <i>Trichantheicum wettsteinii</i>			
	Df	F	P
Dados*Repetição	1	23,800	4,19 ⁻⁰⁶
Dados*Tempo	1	274,573	< 2e ⁻¹⁶
Dados*Tamanho touceira	1	0,287	0,5932
Dados*Adubação	1	1,226	0,2709
Dados*Tempo:Dados*Tamanho touceira	1	1,177	0,2806
Dados*Tempo:Dados*Adubação	1	6,113	0,0152
Dados*Tamanho touceira:Dados*Adubação	1	0,497	0,4826
Dados*Tempo:Dados*Tamanho Touceira:Dados*Adubação	1	0,146	0,7031
Resíduo	97		

Tabela 3.11 – Resultados da ANOVA fatorial, em função do fator A (tempo), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a para espécie *Axonopus laxiflorus*. Gouveia, MG

Espécie 3: <i>Axonopus laxiflorus</i>			
	Df	F	P
Dados*repetição	2	93,3895	3,389 ⁻⁰⁷
Dados*Tempo	5	3,6854	0,03762
Ea	10		
Dados*Tamanho touceira	2	25,7008	1,081 ⁻⁰⁶
Dados*Tempio:Dados*Tamanho touceira	10	0,4331	0,91551
Eb	24		
Dados*Adubação	1	24,4447	1,782 ⁻⁰⁵
Dados*Adubação:Dados*Tempo	5	0,4184	0,83278
Dados*Adubação:Dados*Tamanho touceira	2	0,4257	0,65656
Dados*Adubação:Dados*Tempo:Dados*Tamanho Touceira	10	0,3365	0,96492
Ec	36		

Tabela 3.12 – Resultados da ANOVA fatorial com desdobramentos, em função dos fatores A (tempo), B (tamanho de touceira) r C (adubação), para a espécie *Axonopus laxiflorus*. Gouveia, MG

Espécie 3: <i>Axonopus laxiflorus</i>			
	Df	F	P
Dados*Repetição	1	14,634	0,000231
Dados*Tempo	1	74,834	1,09 ⁻¹³
Dados*Tamanho touceira	1	0,004	0,950280
Dados*Adubação	1	6,669	0,011308
Dados*Tempo:Dados*Tamanho touceira	1	0,000	0,989269
Dados*Tempo:Dados*Adubação	1	11,060	0,001247
Dados*Tamanho touceira:Dados*Adubação	1	0,112	0,738426
Dados*Tempo:Dados*Tamanho de touceira:Dados*Adubação	1	0,293	0,589357
Resíduo	97		

Tabela 3.13 – Resultados da ANOVA fatorial triplo com desdobramentos, em função dos fatores A (espécie), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a variável cobertura. Gouveia, MG

Cobertura			
	Df	F	P
Bloco	2	9,4058	6 ⁻⁰⁴
Espécie	2	2,1825	0,1283
Tamanho Touceira	2	0,9521	0,396
Adubação	1	0,0044	0,9475
Espécie*Tamanho Touceira	4	0,1723	0,9511
Espécie*Adubação	2	0,7001	0,5036
Tamanho Touceira*Adubação	2	0,4831	0,621
Espécie*Tamanho Touceira*Adubação	4	0,9621	0,4408
Resíduo	34		
Total	51		

Tabela 3.14 – Teste de Tukey para médias entre as espécies, em função do tamanho de touceiras, com e sem adubação de cobertura. Gouveia, MG

	Espécie	Tamanho de touceiras	Adubação
	X	X	X
1	17,61111	14,66667	18,59259
2	23,83333	20,66667	18,33333
3	13,94444	20,05556	

Tabela 3.15 – Resultados da ANOVA fatorial triplo com desdobramentos, em função dos fatores A (espécie), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a variável sobrevivência. Gouveia, MG

Sobrevivência			
	Df	F	P
Bloco	2	17,244	0
Espécie	2	23,324	0
Tamanho Touceira	2	1,0499	0,361
Adubação	1	4,9073	0,0335
Espécie*Tamanho Touceira	4	0,421	0,7923
Espécie*Adubação	2	0,2848	0,754
Tamanho Touceira*Adubação	2	0,0437	0,9573
Espécie*Tamanho Touceira*Adubação	4	1,333	0,2777
Resíduo	34		
Total	51		

Tabela 3.16 – Resultados da ANOVA fatorial triplo com desdobramentos, em função dos fatores A (espécie), B (tamanho de touceira) e C (adubação), para a variável cobertura. Gouveia, MG

Cobertura			
	Df	F	P
Bloco	2	9,4058	6 ⁻⁰⁴
Espécie	2	2,1825	0,1283
TamanhoTouceira	2	0,9521	0,396
Adubação	1	0,0044	0,9475
Espécie*TamanhoTouceira	4	0,1723	0,9511
Espécie*Adubação	2	0,7001	0,5036
TamanhoTouceira*Adubação	2	0,4831	0,621
Espécie*TamanhoTouceira*Adubação	4	0,9621	0,4408
Resíduo	34		
Total	51		

4 SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ADUBOS VERDES NA RESTAURAÇÃO DE PILHA DE REJEITO E ESTÉRIL DE QUARTZITO

RESUMO

A semeadura direta em ambientes degradados, consorciada a espécies de cobertura, pode auxiliar no processo sucessional da restauração ecológica, com redução dos custos em até 40%. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do consórcio de adubos verdes com espécies arbóreas na sobrevivência de plântulas, na densidade absoluta de indivíduos, na riqueza, no incremento em área basal e na porcentagem total de cobertura do substrato. Foi realizada a semeadura direta a lanço de sete espécies arbóreas autóctones e de quatro herbáceas de adubação verde, distribuídas em 12 tratamentos e seis repetições em DIC. Os indicadores de sucesso do uso da técnica de semeadura direta na restauração ecológica da pilha de rejeito foram densidade absoluta (ind. ha^{-1}), área basal (cm^2/m^2), riqueza de espécies (S) e cobertura total do substrato (%). As avaliações de sobrevivência foram feitas aos 60, 90, 120 e 150 dias, e das estabelecimento aos 180, 300, 480 e 660 dias. *Dalbergia miscolobium* Benth e *Stryphnodendron adstrigens* (Mart.) Coville apresentaram altas porcentagens de sobrevivência nos períodos avaliados. *Kielmeyera lathrophyton* Saddi e *Enterolobium gummiferum* (Mart.) J. F. Macbr tiveram as menores porcentagens de sobrevivência. A porcentagem média de sobrevivência até os 150 dias, para as sete espécies avaliadas, foi de 30,13%. O consórcio com adubos verdes não influenciou significativamente a sobrevivência e o estabelecimento das espécies arbustivo-arboreas. O tratamento em que houve a semeadura de apenas espécies arbóreas diferiu dos demais, apresentando maior densidade de indivíduos e riqueza de espécies. O uso de adubos verdes não favoreceu os indicadores densidade, riqueza de espécies e área basal, no entanto seu uso consorciado contribuiu para a maior cobertura do substrato.

Palavras-chave: Campo Rupestre. Sucessão. Mineração. Banco de sementes, resiliência.

ABSTRACT

Direct sowing in degraded environments, combined with cover species, can aid in the succession process of ecological restoration, with a reduction of costs of up to 40%. The objective of this work was to evaluate the influence of the green manure consortium with tree species on seedling survival, absolute density of individuals, richness, increment in basal area and total percentage of substrate cover, by means of the direct sowing technique. A total of seven native tree species and four green herbaceous plants were distributed in 12 treatments and six replicates in DIC. The success indicators of the use of the direct seeding technique in the ecological restoration of the reject pile were absolute density (ind.ha⁻¹), basal area (cm²/m²), species richness (S) and total substrate coverage (%), total area (cm²/m²), total (S), and total (S). Emergency evaluations were done at 60, 90, 120, and 150 days, and establishment at 180, 300, 480, and 660 days. *Dalbergia miscolobium* Benth and *Stryphnodendron adstrigens* (Mart.) Coville presented high percentages of emergencies in the evaluated periods. *Kielmeyera lathrophyton* Saddi and *Enterolobium gummiferum* (Mart.) J. F. Macbr had the lowest percentages of survival. The mean survival percentage up to 150 days for the seven species evaluated was 30.13%. The green manure consortium significantly influenced their survival and establishment. The treatment where the sowing of only tree species differed from the others, presenting higher density of individuals and species richness. The use of green manures did not favor the indicators density, species richness and basal area, however, the consociated use of the same contributed to greater substrate coverage.

Key Words: Countryside. Succession. Mining. Seed bank, resilience.

4.1 INTRODUÇÃO

Em grande parte da região da Cadeia do Espinhaço com altitudes superiores a 900 m são encontrados os campos rupestres, onde predominam as formações campestres com domínio da vegetação herbáceo-arbustiva associada a afloramentos rochosos (VASCONCELOS et al., 2014). Essa formação vegetacional apresenta flora rica, elevado grau de endemismo (MESSIAS et al., 2013) e maiores índices de biodiversidade, o que deve ser considerados na elaboração de projetos de restauração ecológica (FERNANDES et al., 2015).

No contexto ambiental, a Cadeia do Espinhaço Meridional é alvo constante de atividades minerárias, onde ocorre a retirada da vegetação e do pouco de solo existente, criando ambientes totalmente inóspitos do ponto de vista biológico, o que dificulta os processos de sucessão ecológica nas áreas degradadas pela exploração minerária.

Minas Gerais apresenta características geológicas favoráveis à atividade de exploração de rochas ornamentais (quartzito), que alicerçam a economia local, que é impulsionada pelo expressivo número de empregos gerados, direta ou indiretamente. Nessa região, existem muitas áreas que estão sendo licenciadas e exploradas, porém com pouco conhecimento de técnicas adequadas para a posterior restauração ecológica. Dessa forma, para que as políticas e a

legislação ambiental sejam cumpridas, é desejável que as técnicas e os processos envolvidos na restauração sejam eficazes e economicamente viáveis.

Até pouco tempo, os estudos e a prática da restauração no Brasil baseavam-se em conhecimentos silviculturais que envolviam o plantio de mudas de espécies arbóreas, considerando classes sucessionais, com uso de insumos como adubação e controle de outras formas de vida. No entanto, nas últimas décadas vários métodos foram desenvolvidos e melhorados, com base em princípios ecológicos como a sucessão ecológica, a ecologia da regeneração, as relações de facilitação e competição (REIS, 2003; BECHARA, 2006; DURIGAN et al., 2010; REIS et al., 2014; SILVA; VIEIRA, 2017) e a indução do banco de sementes do solo (CALEGARI et al., 2013).

A semeadura direta em ambientes degradados, aliada a espécies de cobertura que possam auxiliar no processo sucessional, vem ganhando grande destaque nos últimos anos (SILVA et al., 2015a, 2017; PELLIZARO et al., 2017). Além disso, essa técnica tem se mostrado bastante econômica e de extrema importância na aceleração do processo de regeneração natural, devido às melhorias dos aspectos físicos, químicos e microbiológicos do solo (SILVA et al., 2015a, 2017).

A semeadura direta de espécies nativas tem sido utilizada como uma forma de restauração, com redução dos custos em até 40%, redução de mão de obra e eliminação da fase de produção de mudas em viveiro (PELLIZARO et al., 2017; SILVA et al., 2015b, 2017), com a distribuição condensada de sementes.

A maioria dos trabalhos que visam restaurar áreas degradadas no Cerrado faz o uso de espécies exóticas (DE ALMEIDA et al., 2016). Entretanto, é necessário desenvolver métodos que incluam espécies herbáceas e arbustivas nativas (PARR et al., 2014; VELDMAN et al., 2015) em áreas de campos e savanas, bem como o plantio de espécies de adubos verdes (SUGANUMA et al., 2008; BALANDIER et al., 2009; CAMPOS-FILHO et al., 2013; SILVA et al., 2017).

A partir do reconhecimento do potencial da técnica de semeadura direta para restauração ecológica, surge a demanda de pesquisas que visem aprimorar os resultados alcançados com a técnica em pilha de rejeito e estéril, formada a partir da extração de rochas ornamentais quartzíticas em fitofisionomias rupestres. E neste contexto, surgem as seguintes questões: A adubação verde consorciada com espécies lenhosas 1) favorece a cobertura do substrato?; 2) proporciona maior crescimento de espécies lenhosas?; e 3) proporciona aumento na riqueza de espécies? Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do consórcio de adubos verdes em espécies lenhosas quanto a sobrevivência de plântulas, densidade absoluta, riqueza

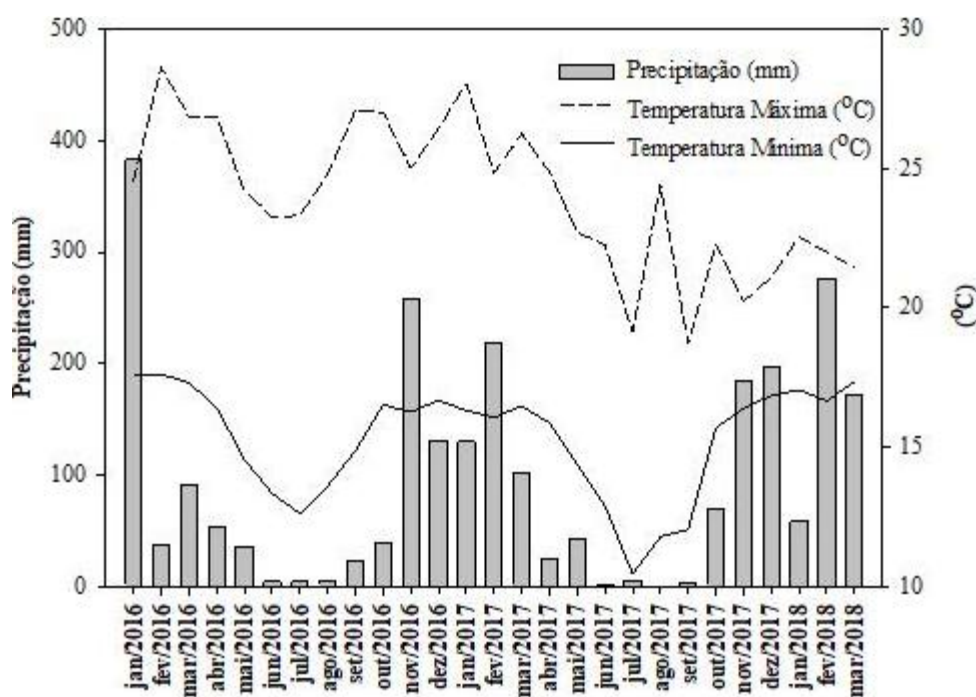
de espécies, incremento em área basal e porcentagem total de cobertura do substrato, por meio da técnica de semeadura direta.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização da área

O estudo foi realizado em uma área em processo inicial de restauração situada nas coordenadas geográficas 18° 31' 09.44", 43° 53' 04.66", a uma altitude de 1.248 m, no município de Gouveia, MG, na Serra do Espinhaço Meridional, no Sudeste do Brasil. A classe de solo predominante é o Neossolo Quartzarênico Órtico típico, composto quase que exclusivamente do mineral quartzo, que, além de quase insolúvel, promove a formação de solos arenosos e rasos (ALVAREZ et al., 2013). A cobertura vegetal desse pedoambiente é formada por campo rupestre e por refúgios vegetacionais, ecótipos que apresentam elevado déficit hídrico sazonal, incluídos no Bioma Cerrado. O clima é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual variando de 18 a 19°C e umidade relativa do ar de 75,6% (ALVAREZ et al., 2013), com precipitação mensal máxima de 380 mm (Figura 4.1).

Figura 4.1 – Precipitação média mensal (mm) e temperatura média (°C) na região de Gouveia, MG, no período de avaliação do experimento. Gouveia, MG



Fonte: banco de dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMET).

O local de implantação do experimento foi uma pilha de estéril e rejeito pertencente à empresa de mineração GSM Group, que extrai quartzito na região de Gouveia, Minas Gerais. O local foi explorado em 2005, sendo realizado o decapeamento. Após a exploração a área ficou sem nenhum uso, e no final de 2015 a empresa firmou parceria com a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, e elas, então, deram início às atividades de restauração ecológica da área, devido à exigência legal do órgão ambiental. A caracterização geral da área foi apresentada no primeiro capítulo.

4.2.2 Espécies estudadas

Foram selecionadas 11 espécies herbáceas e arbóreas de diversos grupos sucessionais, com potencial de utilização em trabalhos de recuperação de áreas degradadas (Tabela 4.1 e 4.2). O método de escolha das espécies arbóreas foi baseado em levantamentos florísticos realizados nos ambientes de referências, enquanto as plantas de adubos verdes foram selecionadas dentre as mais comumente utilizadas na revegetação de taludes em áreas de mineração, na região do estudo, e que não tivessem registro de comportamento invasor.

Tabela 4.1 – Espécies de árvores do Bioma Cerrado e adubos verdes utilizados na composição dos tratamentos de semeadura direta em área de mineração de quartzito. Gouveia, MG

Família/Espécie	Nome Comum	G. R	G. D	Háb.
Asteraceae				
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) Macleish.	Candeia	PI	Ane	Arb
<i>Helianthus annuus</i> L.	Girassol	-	-	Herb
Clusiaceae				
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi.	Pau-santo	NP	Ane	Arb
Fabaceae				
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Jacarandá-do-cerrado	PI	Ane	Arb
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	NP	Zoo	Arb
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> (Mart.)	Barbatimão	NP	Zoo	Arb
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Orelha-de-macaco	NP	Zoo	Arb
<i>Stryphnodendron adstrigens</i> (Mart.) Coville	Barbatimão	NP	Zoo	Arb
<i>Cajanus cajan</i> (L) Hunth	Guandu	-	-	Herb
<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	Mucuna	-	-	Herb
<i>Stylosanthes capitata</i>	Estilosante	-	-	Herb

Em que G.R = guilda de regeneração (PI = pioneira; NP = não pioneira); G. D = guildas de dispersão (Ane = anemocórica; Zoo = zoocórica); e Háb = hábito (Arb = arbórea; e Herb = herbácea).

Tabela 4.2 – Composição das espécies lenhosas e adubos verdes utilizados na composição dos tratamentos de semeadura direta em área de mineração de quartzito. Gouveia, MG

Tratamento	Composição espécies
1	Testemunha
2	<i>Helianthus annuus, Cajanus cajan, Hunth, Mucuna pruriens, Stylosanthes capitata.</i>
3	<i>Eremanthus erythropappus, Kielmeyera lathrophyton, Dalbergia miscolobium, Copaifera langsdorffii, Stryphnodendron polyphyllum, Enterolobium gummiferum, Stryphnodendron adstrigens.</i>
4	<i>Helianthus annuus, Eremanthus erythropappus, Kielmeyera lathrophyton, Dalbergia miscolobium, Copaifera langsdorffii, Stryphnodendron polyphyllum, Enterolobium gummiferum, Stryphnodendron adstrigens.</i>
5	<i>Mucuna pruriens, Eremanthus erythropappus, Kielmeyera lathrophyton, Dalbergia miscolobium, Copaifera langsdorffii, Stryphnodendron polyphyllum, Enterolobium gummiferum, Stryphnodendron adstrigens.</i>
6	<i>Stylosanthes capitata, Eremanthus erythropappus, Kielmeyera lathrophyton, Dalbergia miscolobium, Copaifera langsdorffii, Stryphnodendron polyphyllum, Enterolobium gummiferum, Stryphnodendron adstrigens.</i>
7	<i>Cajanus cajan, Eremanthus erythropappus, Kielmeyera lathrophyton, Dalbergia miscolobium, Copaifera langsdorffii, Stryphnodendron polyphyllum, Enterolobium gummiferum, Stryphnodendron adstrigens</i>
8	<i>Helianthus annuus, Cajanus cajan, Mucuna pruriens, Stylosanthes capitata Eremanthus erythropappus, Kielmeyera lathrophyton, Dalbergia miscolobium, Copaifera langsdorffii, Stryphnodendron polyphyllum, Enterolobium gummiferum, Stryphnodendron adstrigens</i>
9	<i>Helianthus annuus</i>
10	<i>Cajanus cajan</i>
11	<i>Mucuna pruriens</i>
12	<i>Stylosanthes capitata</i>

Os frutos ou sementes das espécies arbóreas selecionadas foram coletados em áreas remanescentes de Cerrado, em um raio de até 50 km de distância da área de implantação do experimento, dentro da mesma bacia hidrográfica. Pelo menos cinco matrizes por espécie foram selecionadas para coleta, cujos frutos foram beneficiados para retirada das sementes, que foram armazenadas por até quatro meses em sacos de papel, em temperatura ambiente, antes da semeadura. Uma camada fina de solo foi depositada após a semeadura, para evitar o carreamento das sementes e manter a umidade do solo. A retirada de espécies de gramíneas exóticas que ocorreram na área do experimento foi feita manualmente.

As espécies selecionadas de adubos verdes foram caracterizadas quanto ao ciclo de vida, à altura média e se resistentes ao déficit hídrico (Tabela 4.3) e por serem comumente utilizadas em empresas de mineração por proporcionarem maior cobertura do solo, e fixação de nitrogênio (SILVA et al., 2017).

Tabela 4.3 – Características das plantas de adubação verde utilizadas como plantas companheiras no experimento de semeadura direta de espécies nativas do Cerrado. Gouveia, MG

Características	Adubos verdes			
	Mucuna	Guandu	Girassol	Estilosantes
Ciclo de vida	200 dias	3 anos	1 ano	110 dias
Altura	3 a 18 m	1 a 2 m	3 m	20 a 80 cm
Sombra/Umidade	Resistente à seca	700 mm	Resistente à seca	Resistente à seca

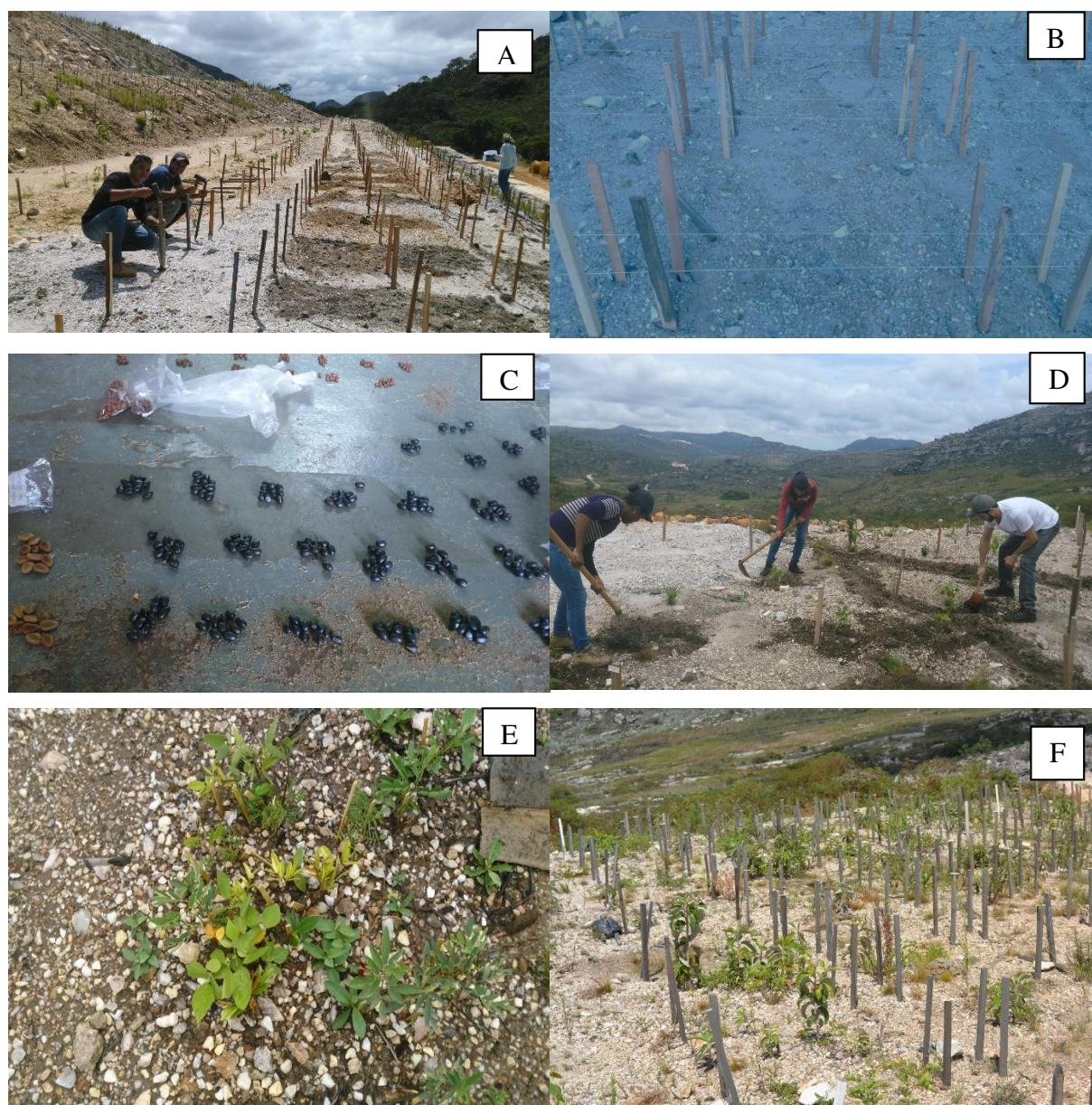
4.2.3 Desenho experimental/Implantação do experimento em campo

O experimento foi implantado na primeira semana de março de 2016. A semeadura direta de sete espécies arbóreas autóctones e quatro herbáceas de adubação verde (girassol, guandu, mucuna e estilosantes) foi realizada a lanço, distribuídas em 12 tratamentos (Tabela 4.2), em parcelas de 1 m² (Figura 4.2). O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), com 12 tratamentos e seis repetições. O tratamento 1 refere-se à testemunha, onde não houve semeadura direta.

Para montagem do experimento, foram utilizadas 15 sementes/m² de *Helianthus annuus* L., 20 sementes/m² de *Stylosanthes capitata*, 10 sementes/m² de *Mucuna pruriens*, 10 sementes/m² de *Cajanus cajan*, 20 sementes/m² de *Kielmeyera lathrophyton* Saddi, 1 g de sementes/m² de *Eremanthus erythropappus* (DC.) Macleish. e 10 sementes/m² para as demais espécies arbustivo-arbóreas.

As avaliações de sobrevivência das plântulas foram feitas aos 60, 90, 120 e 150 dias, e as de estabelecimento de plântulas aos 180, 300, 480 e 660 dias. Foi avaliado o número de indivíduos por hectare (ind.ha⁻¹) e realizada a ANOVA, seguida do teste de Tukey, a 5% de significância. A forma de avaliação foi por meio da contabilização das plântulas presentes em cada parcela, seguida de uma média com relação ao tratamento, considerando as seis repetições nos diferentes tempos de avaliação. A altura e o diâmetro do caule de todas as plântulas, a porcentagem de cobertura total do substrato e a riqueza de espécies foram avaliados aos 660 dias após a implantação do experimento.

Figura 4.2 – Detalhes da locação das parcelas experimentais nos platôs (A e B), contagem e separação das sementes em laboratório (C), retirada de água de dentro das parcelas (D), plântulas aos 60 dias após a semeadura (E) e estabelecimento de indivíduos aos 660 dias (F), em uma pilha de rejeito e estéril de rochas ornamentais. Gouveia, MG



Para avaliar a cobertura total do substrato nas parcelas alocadas na pilha de rejeito e estéril, foram obtidas fotografias por meio de uma câmera fotográfica digital D 5200 BR, NIKON, Thailand, com resolução de 12 megapixels. A captura das imagens da área experimental foi referenciada por meio de um gabarito quadrado com dimensões de $1,0 \times 1,0$ m, objetivando manter as fotos na mesma posição. O alvo foi primeiramente posicionado para captura das imagens, e depois desse processo foram retiradas três fotos de cada tratamento, totalizando 216 imagens. As fotos foram previamente processadas em um programa de edição de imagens, com o intuito de elevar o grau de definição. Para a classificação das imagens, criou-

se uma rede neural com três classes: sombra, solo nu e cobertura vegetal. Os padrões de cada classe foram determinados por meio de janelas de seleção na imagem, guiando-se pelas diferentes tonalidades de cores presentes. Posteriormente, e por meio dessa rede neural, as imagens foram classificadas utilizando o programa SisCob. V.1.0 (Software para Análise da Cobertura do Solo), disponibilizado pela Embrapa Instrumentação Agropecuária, com o objetivo de quantificar o percentual de cobertura vegetal por área.

Os indicadores de sucesso do uso da técnica de semeadura direta na restauração ecológica avaliados foram densidade absoluta (ind.ha^{-1}), área basal (cm^2/m^2), riqueza de espécies (S) e cobertura total do solo (%). Foram feitas ANOVAs, e os dados de número de indivíduos por hectare, riqueza, área basal e cobertura total do solo foram transformados em $\log(x)$, para aproximar à distribuição normal. A estatística utilizada para análise dos dados foi o teste Scott-Knott, a 5% de significância, com utilização do programa R (R CORE TEAM, 2017).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após 22 meses da implantação do experimento, foi constatada a presença de 809 plântulas arbustivas vivas, excluindo a adubação verde, correspondendo a 30,31% das sementes adicionadas (estabelecimento).

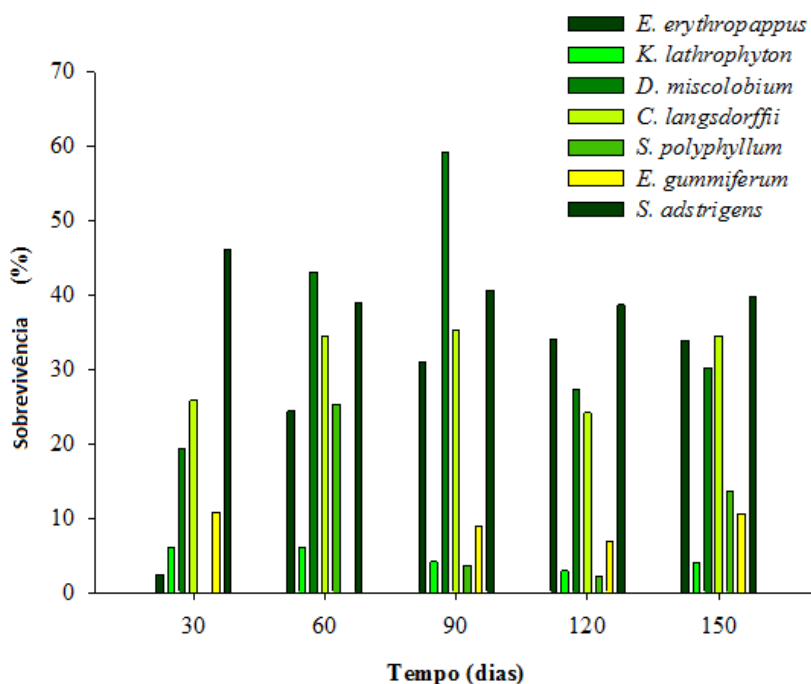
A porcentagem de sobrevivência até os 150 dias, para as sete espécies arbóreas avaliadas, variou de 2% (menor valor) a 57% (maior valor) (Figura 4.3).

Dois espécies, *Kielmeyera lathrophyton* e *Enterolobium gummiferum*, tiveram as menores porcentagens de sobrevivência, enquanto as espécies *Dalbergia miscolobium* e *Stryphnodendron adstringens* apresentaram alta porcentagem de sobrevivência nos períodos avaliados (Figura 4.3). Silva e Corrêa (2008), avaliando a sobrevivência de *Kielmeyera lathrophyton*, obtiveram apenas 6,7% de sobrevivência até o final do experimento.

Silva et al. (2015b) avaliaram a sobrevivência de 16 espécies de árvores nativas do Cerrado, variando o tamanho e a forma das sementes e testando tratamentos de profundidade de plantio (superfície e enterrada) e a utilização de mulch (sem cobertura, cobertura de 5 cm e cobertura de 10 cm de palhada de braquiária), e encontram altas taxas de sobrevivência para *Enterolobium gummiferum* (75,2%) e baixas taxas de sobrevivência para *Copaifera langsdorffii* (28,7%), sendo os valores superiores aos resultados obtidos no presente trabalho para *Enterolobium gummiferum* e inferiores à emergência de *Copaifera langsdorffii*. Nota-se que a

sobrevivência seguida de morte ocorreu nos intervalos entre censos, o que pode causar subestimação e superestimação da sobrevivência.

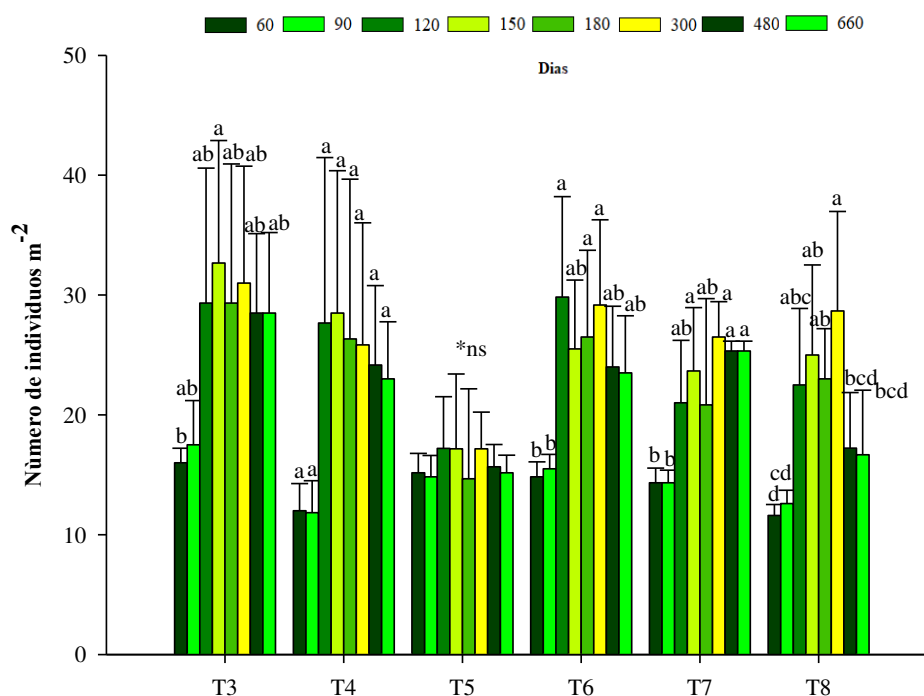
Figura 4.3 – Porcentagem de sementes germinadas aos 30, 60, 90, 120 e 150 dias após a semeadura direta de espécies arbustivas arbóreas, em uma pilha de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG



O consórcio com adubos verdes não influenciou significativamente a sobrevivência de sementes das espécies arbustivo-arbóreas (Figura 4.4). A maior sobrevivência acumulada de plântulas nos tratamentos 3 e 4 foi observada aos 150 dias após a semeadura (Figura 4.4). Após a sobrevivência máxima aos 150 dias, verificou-se que o período chuvoso (outubro a março do de 2017) favoreceu a germinação e a sobrevivência das espécies. No tratamento em que houve consórcio com a *Mucuna pruriens* (T5), o número de indivíduos germinados aos 30 dias não variou ao longo de todo o período de avaliação, não havendo diferença significativa no decorrer do tempo.

A presença da *Mucuna pruriens* como espécie de cobertura não contribuiu para o aumento no número de indivíduos das espécies arbóreas ao longo do período de avaliação, fato que pode ter sido provocado pelo seu efeito altamente competitivo e alelopático (FIALLOS et al., 2012). O potencial competidor da *Mucuna pruriens* é reconhecido na literatura por sua agressividade como barreira física e seu efeito alelopático, que inibe o crescimento de plantas espontâneas, prevalecendo desde o início até o final do ciclo, e ainda por sua eficiência na fixação de carbono orgânico e nitrogênio total do solo (FIALLOS et al., 2012).

Figura 4.4 – Número médio de indivíduos por m² para interação tempo x tratamentos, para emergência de plântulas via semeadura direta aos 60, 90, 120, 150, 180, 300, 480 e 660 dias após a semeadura. Gouveia, MG



No tratamento em que houve consórcio com *Stylosanthes capitata* (T6), verificou-se maior sobrevivência de plântulas aos 120 dias, seguida da mortalidade no final do período seco aos 150 dias. Já a avaliação aos 480 dias no mês de setembro de 2017 mostrou uma alta redução no número de indivíduos, pelo fato de a avaliação ter ocorrido no final do período seco (Figura 4.4).

No tratamento em que houve consórcio com *Cajanus cajan* (T7), a maior sobrevivência se deu aos 150 dias (outubro de 2016), seguida de uma baixa mortalidade dos indivíduos aos 180 dias (novembro de 2016). Após 300 dias de avaliação, observou-se uma leve redução no número de indivíduos, em função do déficit hídrico, no período de abril a setembro de 2017 (Figura 4.4).

O consórcio com adubos verdes não alterou a sobrevivência inicial das plântulas (Figura 4.4), diferentemente do que era esperado. A semeadura simultânea de adubos verdes com as espécies arbóreas não possibilitou o desenvolvimento de cobertura a tempo de exercer efeito na sobrevivência das espécies nativas. Segundo Silva et al. (2015b), para que haja efeito de sombreamento e interação entre raízes desde a etapa da germinação de sementes de espécies-alvo, deve-se adiantar o plantio dos adubos verdes em alguns meses ou anos.

Outra explicação para o fato de a sobrevivência inicial não ter sido influenciada pelo consórcio com os adubos verdes é que no período que representa a primeira estação seca houve

pouco tempo para que as plântulas das espécies arbóreas interagissem com as plantas companheiras, devendo ser ressaltado que as plântulas das espécies semeadas emergiram e utilizaram suas reservas para sobrevivência inicial.

No Cerrado, durante o período de seca, muitas plântulas estagnam seu desenvolvimento quando perdem as folhas, para diminuir a evapotranspiração e evitar a senescência (SILVA et al., 2015b). A utilização de adubos verdes diminui a evaporação superficial do solo, retendo água durante o período de seca, aumentando, assim, o crescimento e a sobrevivência das plântulas, uma vez que os adubos verdes também diminuem a amplitude de temperatura no solo (MONQUERO et al., 2009; RODRIGUES et al., 2012). Em ambientes onde há veranicos ou seca intensa, as plantas companheiras podem ser fundamentais para uma melhor sobrevivência das espécies-alvo, reduzindo extremos microclimáticos e a consequente dessecação das sementes e plântulas recém-emergidas (HOFFMANN; SOLBRIG, 2003; McLAREN; McDONALD, 2003; VIEIRA et al., 2009; RODRIGUES et al., 2012).

A adição de sementes via semeadura direta em áreas degradadas em processo de restauração, em ambiente de campo rupestre, pode ter grandes chances de sucesso, porém, segundo Silva et al. (2015b), a semeadura direta aumenta o sucesso do estabelecimento de plântulas quando o solo é preparado de forma a ter uma superfície regular, sem torrões e com alta penetrabilidade, o que provavelmente não será atingido nessas áreas de mineração de rochas ornamentais em processo de recuperação.

Observa-se efeito significativo dos tratamentos, seguido pelo teste de Scott-Knott, a 5% de significância, para densidade absoluta (ind.ha^{-1}), riqueza de espécies (S), área basal (Ab) e porcentagem total de cobertura do substrato (PTCS), aos 22 meses após a semeadura (Figura 4.5).

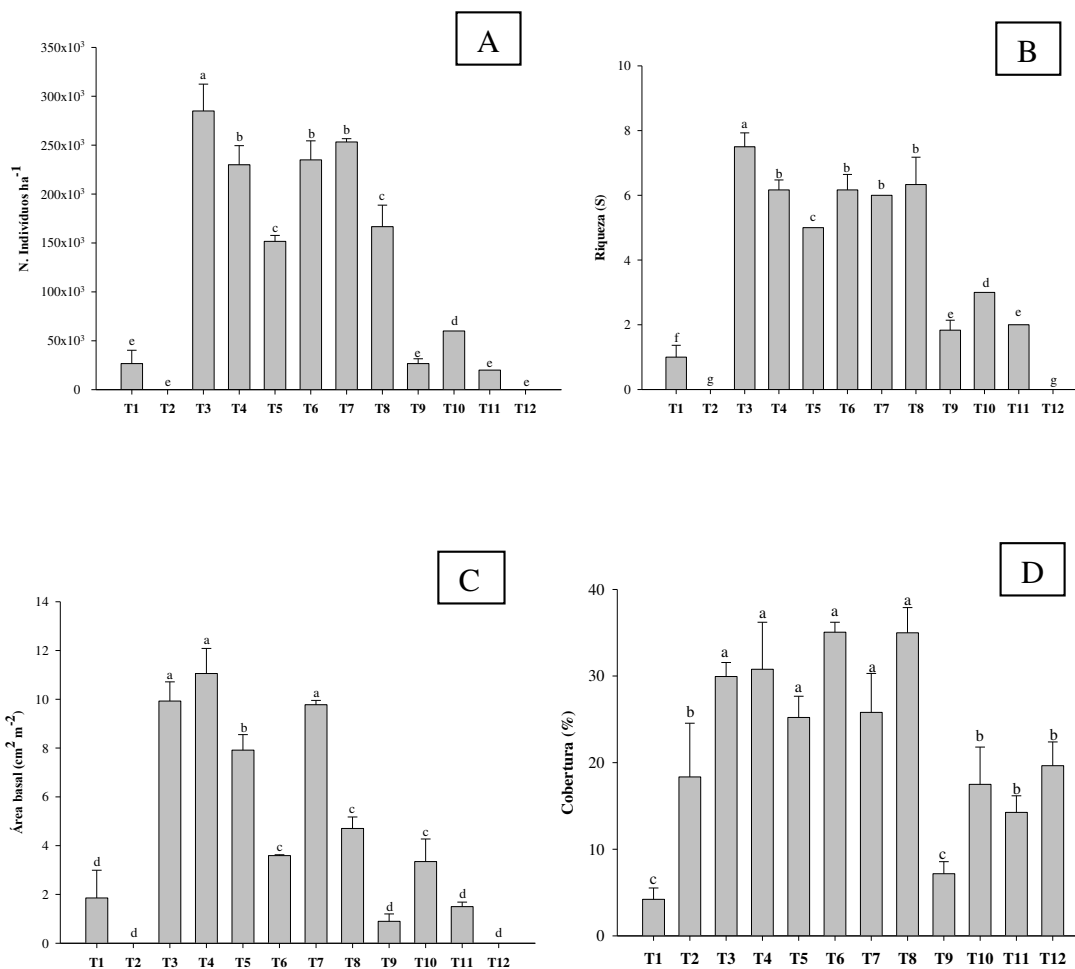
O tratamento 3, em que houve a semeadura de apenas espécies arbóreas, diferiu de todos os demais, apresentando maior densidade de indivíduos e riqueza de espécies aos 22 meses após a semeadura (Figura 4.5 – A e B).

Constatou-se que os tratamentos-testemunha (sem semeadura) e aqueles constituídos somente de espécies herbáceas (T2, T9, T11 e T12) não diferiram significativamente e apresentaram menor densidade absoluta de indivíduos e riqueza de espécies (Figura 4.5 – A e B).

Os tratamentos em que houve consórcio com girassol (T4), estilosantes (T6) e guandu (T7) não diferiram estatisticamente e apresentaram densidade absoluta inferior à do tratamento em que houve somente semeadura de espécies arbóreas (T3) e densidade superior à dos

tratamentos em que houve o consórcio com mucuna (T5) e onde houve o consórcio com todas as espécies herbáceas (T8).

Figura 4.5 – Detalhe do número de indivíduos absolutos por hectare (A), riqueza de espécies (B), área basal (C), e porcentagem de cobertura total do substrato (D), a partir da sementeira direta de espécies arbóreas e herbáceas, nos diferentes tratamentos testados, na restauração de uma pilha de estéril. Gouveia, MG



* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, pelo teste Scott-Knott, a 5% de significância.

O consórcio das espécies arbustivo-arbóreas e adubos verdes reduziu o número de indivíduos, quando comparado com aquele em que não houve a consorciação, muito provavelmente devido à competição e a efeitos alelopáticos (SILVA et al., 2017).

Constatou-se que os tratamentos em que houve somente a sementeira de espécies herbáceas (T2) e aquele em que houve o semeio somente de *Stylosanthes capitata* (T12) não diferiram significativamente e foram os que apresentaram menor riqueza de espécies (Figura 4.5 – B). Nesses dois tratamentos não foi constatada a ocorrência de nenhuma espécie arbórea durante o período de avaliação, sendo esse fato explicado pelo maior recobrimento do solo, que

reduz a ação direta do potencial do banco de sementes via indução da regeneração natural (Figura 4.5 – D).

Com base no comportamento das espécies arbóreas deste estudo, constatou-se que a presença do adubo verde não contribuiu para o aumento do número de indivíduos das espécies arbóreas consorciadas, mas ainda assim apresenta uma série de benefícios para a restauração de áreas degradadas pela extração de rochas ornamentais. Entre as espécies herbáceas disponíveis, as do gênero *Stylosanthes* são uma ótima alternativa, pois além de possuir ocorrência natural no Cerrado, elas são, em sua maioria, plantas perenes, apresentam um potente sistema radicular, estabelecem simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio, toleram bem a seca e têm grande capacidade de colonizar solos de baixa fertilidade (MELLO et al., 2013; SUN et al., 2014; LIU et al., 2016).

Os tratamentos em que houve consórcio de espécies arbóreas com os adubos verdes girassol (T4), estilosantes (T6) e guandu (T7) e aquele em que houve o consórcio com todas as herbáceas juntamente com arbóreas não diferiram significativamente e apresentaram riqueza de espécies inferior à do tratamento em que houve semeadura somente de espécies arbóreas (T3) e riqueza superior à dos tratamentos em que houve somente a semeadura de guandu (T10) e mucuna (T11). Essa resposta pode ser explicada pelo fato de as espécies de cobertura competirem com as arbóreas. O tratamento (T3) é representado pelo estabelecimento das espécies *Eremanthus erythropappus*, *Stryphnodendron polyphyllum*, *Stryphnodendron adstrigens*, *Copaifera langsdorffii*, *Enterolobium gummiferum*, *Dalbergia miscolobium* e *Kielmeyera lathrophyton*.

Os tratamentos com consórcio de *Mucuna pruriens* e espécies arbóreas (T5) diferiram estatisticamente de todos os demais, apresentando baixa riqueza, o que provavelmente se deve ao fato de a *Mucuna pruriens* apresentar efeito alelopático (ZANUNCIO et al., 2013).

Os tratamentos em que houve o semeio somente de guandu (T9) e de mucuna (T11) não diferiram significativamente e apresentaram baixa riqueza.

O guandu é considerado uma das plantas de grande potencial na adubação verde, pois possui um sistema radicular profundo e ramificado, que o torna capaz de resistir ao estresse hídrico e o possibilita romper camadas adensadas de solos, como “pé de arado” (RODRIGUES et al., 2012). Devido a isso, o guandu é chamado de arado biológico e pode auxiliar nas melhorias das propriedades físicas e químicas (RODRIGUES et al., 2012) das pilhas de rejeito e estéril. Ressalta-se que alguns projetos de recuperação priorizam a utilização de espécies herbáceas que transformam o substrato em condições apropriadas ao desenvolvimento de outras plantas (SILVA; CORREA, 2008).

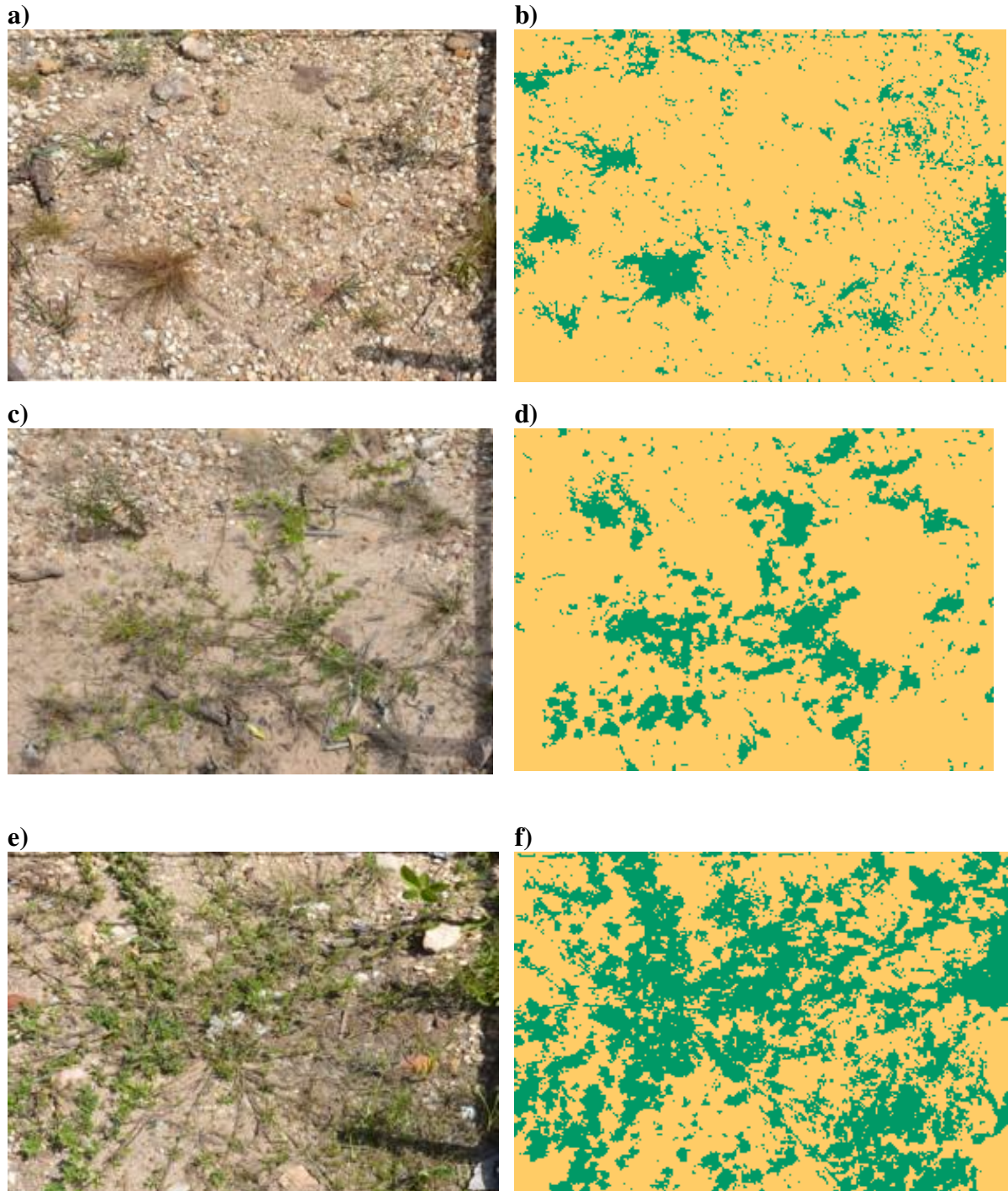
O tratamento em que houve a semeadura de espécies arbóreas (T3) e aquele em que houve o consórcio de girassol (T4) e guandu (T7) foram iguais estatisticamente e diferiram significativamente dos demais, com área basal superior à dos tratamentos T5, T6, T8 e T10 (Figura 4.5 – C). Já o tratamento-testemunha (sem semeadura) e aqueles constituídos somente de espécies herbáceas (T2, T9, T11 e T12) não diferiram significativamente e foram os que apresentaram menor incremento em área basal.

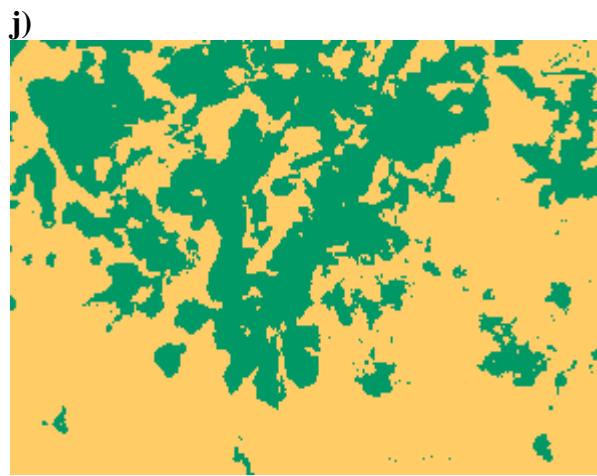
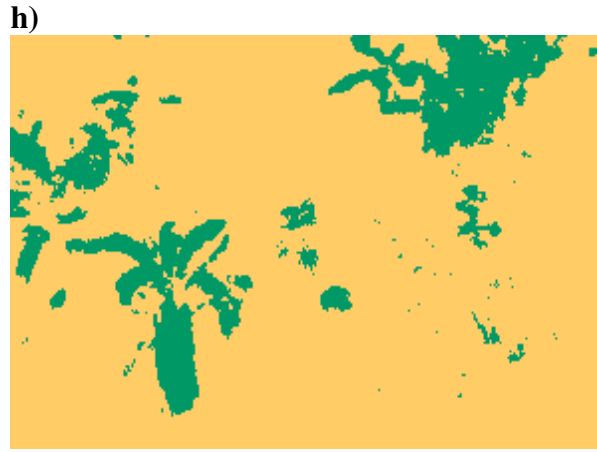
O local onde foi realizado o consórcio de mucuna com espécies arbóreas (T5) apresentou área basal média de 7,917 cm²/m². A área basal, nesse tratamento, foi menor quando comparada à dos tratamentos T3, T4 e T7, em função do consórcio com o adubo verde mucuna (Figura 4.5 – C). Já os tratamentos T1, T2, T9, T11 e T12 não diferiram significativamente e foram os que apresentaram menor área basal, visto que nesses ambientes a presença dos adubos verdes, aliada ao baixo potencial de regeneração natural e à não realização de semeadura de espécies arbóreas, contribuiu para este resultado.

Ressalta-se que o número de indivíduos, a riqueza de espécies e a área basal dos tratamentos T1, T9, T10 e T11 correspondem a espécies da semeadura direta que foram carreadas de tratamentos próximos.

Em relação à cobertura total do substrato, verifica-se que foram formados três agrupamentos, sendo os tratamentos T3, T4, T5, T6, T7 e T8 os que apresentaram maiores porcentagens de cobertura do substrato, seguidos dos tratamentos T2, T10, T11 e T12 e daqueles com menor porcentagem de cobertura (T1 e T9) (Figura 4.5 – D). Os tratamentos T3, T4, T5, T6, T7 e T8 não diferiram estatisticamente e apresentaram porcentagens de cobertura média de 29,95, 30,79, 25,22, 35,06 e 25,81, respectivamente (Figura 4.5 – D), enquanto os tratamentos T1, T2, T9, T10, T11 e T12 apresentaram menores médias de porcentagens de cobertura do substrato com 4,22, 18,35, 7,17, 17,49, 14,25 e 19,65, respectivamente. Destacam-se nesses tratamentos a importância do consórcio de adubos verdes com espécies arbóreas e a relativa expressividade do adubo verde *Stylosanthes capitata* no recobrimento do substrato (Figura 4.6).

Figura 4.6 – Detalhe da cobertura do substrato, obtida por meio da classificação de redes neurais, com imagens obtidas aos 22 meses após a semeadura direta de espécies arbustivo-arbóreas e de adubos verdes em uma pilha de rejeito e estéril, formada a partir da exploração de rochas ornamentais em área de campo rupestre quartzítico. Gouveia, MG





As espécies de cobertura são utilizadas com o intuito de melhorar as condições físicas, químicas e microbiológicas do substrato, bem como para acelerar os processos de restauração ecológica em ambiente rupestre degradado (SILVA; VIEIRA, 2017). A cobertura do solo exerce papel importante na reconstituição das características físico-químicas, na reciclagem de nutrientes, na melhoria do aporte de matéria orgânica e na melhoria da fertilidade, o que viabiliza o estabelecimento de espécies vegetais mais exigentes (SILVA; VIEIRA, 2017).

Em fases iniciais de restauração, o objetivo prioritário é o reestabelecimento da função e dos serviços do ecossistema, sendo urgente a amenização dos agentes impactantes, por meio de ações que promovam a cobertura imediata do substrato.

As espécies tiveram, no geral, baixo crescimento em altura e diâmetro (Tabela 4.4). Apesar do relativo sucesso da sementeira direta para o estabelecimento de diversas espécies do Cerrado, o baixo crescimento nos primeiros anos é um gargalo importante em áreas mineradas em processo de restauração, em ambiente rupestre, tendo em vista que as condições dos atributos físicos, químicos e biológicos são muito restritivas. Apesar de a adubação verde não ter promovido resultado satisfatório na sementeira direta, ela pode contribuir de forma

significativa para a melhoria dos aspectos microbiológicos do substrato com a deposição de matéria orgânica (SILVA; VIEIRA, 2017).

Tabela 4.4 – Média e desvio-padrão do diâmetro e da altura de plântulas estabelecidas nos tratamentos com espécies arbustivo-arbóreas aos 22 meses após a semeadura direta em uma pilha de rejeito e estéril de quartzito. Gouveia, MG

Espécies	Diâmetro	Altura
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) Macleish.	6,63±3,21	19,40±13,84
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi.	2,30±0,61	3,80±0,27
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	6,72±4,11	22,63±14,85
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	4,41±0,82	12,93±3,67
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> (Mart.)	6,45±4,81	17,67±4,81
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	6,63±5,03	17,58±14,53
<i>Stryphnodendron adstrigens</i> (Mart.) Coville	3,83±2,36	11,00±6,53

O baixo crescimento inicial demanda estratégias eficientes de manejo silvicultural e maior tempo de acompanhamento nos projetos de restauração nesses ambientes. Segundo Silva et al. (2015b), estratégias de “espera” devem ser utilizadas nos processos de restauração. Recomenda-se ainda realizar a semeadura direta de espécies arbóreas e de cobertura no início do período chuvoso.

4.4 CONCLUSÕES

O consórcio com adubos verdes não influencia a sobrevivência e o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas.

O uso de adubos verdes não favoreceu os indicadores densidade absoluta, riqueza de espécies e área basal, no entanto o seu uso consorciado com espécies lenhosas contribuiu para maior cobertura do substrato e pode promover melhorias na microbiologia do substrato.

A técnica de semeadura direta contribuiu para a aceleração do processo de restauração ecológica da área.

4.5 RECONHECIMENTO

À Empresa GSM Group, pela disponibilidade da área para instalação do experimento, pelos recursos financeiros e pelos equipamentos necessários. À Paula Alves, pela colaboração na identificação das espécies. A Priscila de Fátima, Mario, Rodrigo Vasconcelos, Krislaine Alana,

Jaine Evele, Aline Carvalho, Aline Almeida, pela ajuda na montagem. À Talita Amaral, pela colaboração no monitoramento do experimento.

4.6 REFERÊNCIAS

ALVAREZ V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. (Ed.) **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, 2013, p. 25-32.

BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 8, p. 1716-1724, 2009.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 248 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

CALEGARI, L. et al. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**. v. 37, n. 5, p. 871-880. 2013.

CAMPOS-FILHO, E. M. et al. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, p. 702-727, 2013.

DE ALMEIDA SILVA, Kelly et al. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p. 309-319, 2016.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. **Revista Árvore**, n.3, v. 34, p. 471-485, 2010.

FERNANDES, G. W. Occurrence of non-native and exotic plants in restored areas of rupestrian grasslands. **Planta Daninha**, v. 33, n.3, p. 463-482, 2015.

FIALLOS, F. R. G.; SILVA, W. M.; BENAVIDES, O. P. Germination and health quality of mucuna white and black seeds used as a green manure in Quevedo, Ecuador. **Scientia Agropecuaria**, v.1, n .3, p. 15-21, 2012.

HOFFMANN, W. A.; SOLBRIG, O. T. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, v. 180, n .1-3, p. 273-286, 2003.

LIU, P. D. et al. Characterization of purple acid phosphatases involved in extracellular dNTP utilization in *Stylosanthes*. **Journal of Experimental Botany**, v. 67, n. 14, p. 4141-4154, 2016.

McLAREN, K. P.; McDONALD, M. A. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**, v. 183, n. 1-3, p. 61-75, 2003.

- MELLO, A. C. L. et al. Vegetative propagation of *Stylosanthes scabra*. *Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales*, v.1, n. 1, p. 101-102, 2013.
- MESSIAS, M. C. T. B. et al. Soil-vegetation relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian rocky outcrops. **Folia Geobotanica**, v. 48, p. 509-521, 2013.
- MONQUERO, P. A. et al. Efeito de adubos verdes na supressão de espécies de plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 1, n. 27, p. 85-95, 2009.
- PARR, C. L. et al. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends Ecol Evol**, v. 29, p. 205-213, 2014.
- PELLIZZARO, K. et al. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 3, n. 40, p. 681-693, 2017.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em <<http://www.R-project.org/>> Acesso em 27 mai. 2018.
- REIS, A. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, n. 24, v. 2, p. 509-519, 2014.
- RODRIGUES, G. B. et al. Matéria e nutrientes da parte aérea de adubos verdes em cultivos exclusivo e consorciado. **Ceres**, v. 59, n. 3, p.380-385, 2012.
- SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. **Revista Árvore**, v. 32, p. 731-740, 2008.
- SILVA, K. A. et al. Restauração Florestal de uma Mina de Bauxita: Avaliação do Desenvolvimento das Espécies Arbóreas Plantadas. **Floresta e Ambiente**, v.3, n. 23, p. 309-319, 2015a.
- SILVA, R. R. P. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393-401, 2015b.
- SILVA, R. R. P.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 410-421, 2017.
- SUGANUMA, M. S. et al. Enriquecimento artificial da diversidade de espécies em reflorestamentos: Análise preliminar de dois métodos, transferência de serapilheira e semeadura direta. *Acta Science Biology Science*, v. 30, p. 151-158, 2008.

SUN, L. et al. Superior aluminium (Al) tolerance of *Stylosanthes* is achieved mainly by malate synthesis through an Al- enhanced malic enzyme, Sg ME. *New Phytologist*, v. 202, n. 1, p. 209-219, 2014.

VASCONCELOS, P. B.; ARAÚJO, G. M.; BRUNA, E. The role of roadsides in conserving Cerrado plant diversity. ***Biodiversity and Conservation***, v. 23, p. 3035-3050, 2014.

VELDMAN, J. W. et al. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. ***Front Ecology Environ***, v. 13, p. 154-162, 2015.

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. ***Restoration Ecology***, v. 17, n.4, p. 451-459, 2009.

ZANUNCIO, A.; TEODORO, P. E.; RIBEIRO L. P, CORREA C. C. G, OLIVEIRA M, TORRES F. E. Alelopatia de adubos verdes sobre *Cyperus rotundus*. *Rev Ciencs Agrar*. 36:441-446. 2013.

4.7 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 4.5 – Resultados da ANOVA para cobertura total do substrato, área basal, riqueza e densidade de indivíduos sob efeito dos tratamentos 22 meses após a implantação do experimento. Gouveia, MG

	Df	Cobertura		Área basal		Riqueza		Densidade	
		F	P	F	P	F	P	F	P
Interceptação	1	493,7734	0	645,4308	0	1401,923	0	940,6677	0
Tratamento	11	8,8819	0	43,4029	0	61,951	0	64,6201	0
Erro	60								