

PATRÍCIA APARECIDA LAVIOLA RICARDO

**AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM BRUMADINHO, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2023**

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

T

R488a Ricardo, Patrícia Aparecida Laviola, 1997-
2023 Avaliação e monitoramento de áreas em processo de
restauração florestal em Brumadinho, MG / Patrícia Aparecida
Laviola Ricardo. – Viçosa, MG, 2023.
1 dissertação eletrônica (90 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Florestal, 2023.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.014>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Ecologia da restauração - Brumadinho (MG).
2. Indicadores biológicos. 3. Comunidades vegetais. I. Martins,
Sebastião Venâncio, 1965-. II. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Florestal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Florestal. III. Título.

GFDC adapt. CDD 22. ed. 634.923

PATRÍCIA APARECIDA LAVIOLA RICARDO

**AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM BRUMADINHO, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 27 de novembro de 2023.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
gov.br PATRICIA APARECIDA LAVIOLA RICARDO
Data: 19/12/2023 10:43:16-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Patrícia Aparecida Laviola Ricardo
Autora

Documento assinado digitalmente
gov.br SEBASTIAO VENANCIO MARTINS
Data: 19/12/2023 10:07:43-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Sebastião Venâncio Martins
Orientador

Aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A Deus e à Nossa Senhora, pela saúde e determinação que me permitiram concluir mais esta etapa em minha trajetória acadêmica e profissional.

Aos meus pais, Maria da Glória e Carlos, por todo incentivo, amor e cuidado direcionados a mim. O apoio de vocês foi essencial para que eu chegasse até aqui.

Ao Inácio, pela parceria, companheirismo e motivação.

Aos familiares e amigos, pelo carinho e pela torcida.

Ao meu orientador, Prof. Sebastião Venâncio Martins, pelo suporte, inúmeros ensinamentos, incentivos e oportunidades.

Aos membros da banca, Sustanis Kunz, Aurino Miranda Neto e Paula Kettenhuber, pelas contribuições no aprimoramento desta dissertação.

Aos amigos do Laboratório de Restauração Florestal (LARF-UFV), por todo apoio, disponibilidade, conselhos, trocas de experiências e incentivos.

Aos amigos da Sociedade de Investigações Florestais (SIF-UFV) e ao Grupo Temático em Restauração Florestal, pelas oportunidades de crescimento, trocas de conhecimentos e parceria.

À Universidade Federal de Viçosa, pela infraestrutura disponibilizada e oportunidade de realizar a pós-graduação.

Ao Departamento de Engenharia Florestal e ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciência Florestal (PPGCF), por todo apoio à pesquisa científica.

Ao LARF-UFV, pela assistência e por me proporcionar experiências fundamentais à minha formação acadêmica e profissional.

A Vale S.A., pela bolsa de mestrado concedida e pelo apoio logístico e financeiro para a realização desta pesquisa, por meio do convênio com o LARF-UFV com interveniência da SIF-UFV.

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

RESUMO

RICARDO, Patrícia Aparecida Laviola, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2023. **Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração florestal em Brumadinho, MG.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Esta pesquisa objetivou avaliar e monitorar a vegetação em processo de restauração florestal em três áreas distintas, em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. O primeiro estudo foi conduzido em área de compensação ambiental com 17,37 ha. As avaliações foram realizadas via inventário por amostragem, dois meses após o plantio das mudas. Alocaram-se 22 parcelas (15 x 10 m) aleatoriamente para medir o diâmetro ao nível do solo (DNS) e altura de todas as mudas plantadas e dos regenerantes arbóreos com altura igual ou superior a 0,30 m. Foram calculados o Índice de Shannon (H') e a Equabilidade de Pielou (J), sendo as espécies classificadas em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Adicionalmente, foram avaliadas a estrutura horizontal e a distribuição da densidade em classes de diâmetro e altura. Amostraram-se 602 indivíduos (1.824 indivíduos ha⁻¹), 62 espécies e 26 famílias. O H' foi de 3,63 e a J de 0,88. Espécies pioneiras e secundárias iniciais foram predominantes, sendo a síndrome de dispersão zoocórica mais comum. Fabaceae e *Schinus terebinthifolia* Raddi apresentaram as maiores participações na estrutura horizontal. A distribuição diamétrica seguiu o padrão de distribuição exponencial negativa e a classe de altura intermediária apresentou a maior densidade. O segundo estudo foi realizado em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar de 0,216 ha. O monitoramento foi conduzido via censo, com avaliações aos dois e 18 meses após o plantio das mudas. Foram medidos o DNS de todas as mudas plantadas e dos regenerantes arbóreos com altura igual ou superior a 0,30 m. Calcularam-se H', J e parâmetros de estrutura horizontal, sendo as espécies classificadas em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Também foram estimados a biomassa acima do solo (AGB) e o estoque de carbono por espécie. Aos dois meses, 518 indivíduos (2.398 indivíduos ha⁻¹), 39 espécies e 18 famílias foram registrados, com H' de 3,08 e J de 0,84. Aos 18 meses, foram encontrados 545 indivíduos (2.523 indivíduos ha⁻¹), 53 espécies e 21 famílias, com H' de 3,30 e J de 0,83. Nos dois levantamentos, a maioria dos indivíduos foi pioneira e zoocórica. *Schinus terebinthifolia*, *Ioichroma arborescens* (L.) J.M.H. Shaw e *Peltophorum dubium* (Spreng.) apresentaram significativas contribuições na estrutura horizontal, AGB e estoque de carbono. O terceiro estudo foi desenvolvido em área de compensação ambiental com 0,36 ha. As avaliações foram realizadas após 18 meses do plantio das mudas, via amostragem sistemática. Cinco unidades amostrais

(10 x 15 m) foram alocadas de forma linear a cada 10 m. Mediram-se o DNS de todas as mudas plantadas e dos regenerantes arbóreos com altura igual ou superior a 0,60 m. Foram calculados H' , J e parâmetros de estrutura horizontal. As espécies foram classificadas em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Adicionalmente, foram estimados a AGB e o estoque de carbono por espécie, sendo a AGB comparada entre os indivíduos plantados e regenerantes. Amostraram-se 376 indivíduos (5.013 indivíduos ha^{-1}), 45 espécies e 20 famílias, com H' de 3,03 e J de 0,78. A maioria das espécies e indivíduos foi pioneira e zoocórica. Solanaceae e *Solanum mauritianum* Scop. destacaram-se quanto a estrutura horizontal. *Solanum mauritianum* contribuiu com 55,80% do AGB e estoque de carbono. A AGB não apresentou diferenças significativas entre os indivíduos plantados e regenerantes. Os resultados desta pesquisa indicam que nas três áreas a restauração está tendo sucesso, com bom desenvolvimento inicial das mudas plantadas. A manutenção e o monitoramento devem ser mantidos para acompanhar a evolução do processo de restauração das respectivas áreas.

Palavras-chave: Bioindicadores; Fitossociologia; Restauração Ecológica.

ABSTRACT

RICARDO, Patrícia Aparecida Laviola, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2023. **Evaluation and monitoring of areas undergoing forest restoration in Brumadinho, MG.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins.

This research aimed to assess and monitor the vegetation in the process of forest restoration in three areas, in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. The first study was carried out in an environmental compensation area of 17.37 hectares. Evaluations were carried out through inventory sampling, two months after the planting of seedlings. Twenty-two plots (15 x 10 meters) were randomly allocated to measure the diameter at ground level (DGL) and height of all planted seedlings and tree regenerators with a height equal to or greater than 0.30 meters. Shannon's Diversity Index (H') and Pielou Equability (J) were calculated, and species were classified into successional categories and dispersal syndromes. Additionally, horizontal structure and density distribution in diameter and height classes were evaluated. A total of 602 individuals (1,824 individuals per hectare), 62 species and 26 families were sampled. H' was 3.63, and J was 0.88. Pioneer and early secondary species were predominant, with the zoochoric dispersion syndrome being the most common. Fabaceae and *Schinus terebinthifolia* Raddi had the largest contributions to the horizontal structure. The diameter distribution followed a negative exponential distribution pattern, with the intermediate height class having the highest density. The second study was conducted in a riparian forest area of 0.216 ha. Monitoring was conducted through a census, with assessments at two and 18 months after seedling planting. DGL measurements were taken on all planted seedlings and tree regenerators with a height equal to or greater than 0.30 meters. H' , J , and horizontal structure parameters were calculated, with species classified into successional categories and dispersal syndromes. Aboveground biomass (AGB) and carbon stock per species were also estimated. At two months, 518 individuals (2,398 individuals per hectare), 39 species and 18 families were recorded, with H' of 3.08 and J of 0.84. At 18 months, 545 individuals (2,523 individuals per hectare), 53 species and 21 families were found, with H' of 3.30 and J of 0.83. In both surveys, most individuals were pioneer and zoochoric. *Schinus terebinthifolia*, *Iochroma arborescens* (L.) J.M.H. Shaw, and *Peltophorum dubium* (Spreng.) made significant contributions to the horizontal structure, AGB, and carbon stock. The third study was conducted in an environmental compensation area of 0.36 ha. Assessments were made by systematic sampling 18 months after seedling planting. Five sample units (10 x 15 meters) were linearly distributed every 10 meters. DGL

measurements were taken for all planted seedlings and tree regenerators with a height equal to or greater than 0.60 meters. H', J, and horizontal structure parameters were calculated. Species were classified into successional categories and dispersal syndromes. Additionally, AGB and carbon stock per species were estimated, comparing AGB between planted and regenerating individuals. A total of 376 individuals (5,013 individuals per hectare), 45 species and 20 families were sampled, with H' of 3.03 and J of 0.78. Most species and individuals were pioneer and zoochoric. Solanaceae and *Solanum mauritianum* Scop. stood out in terms of horizontal structure. *Solanum mauritianum* contributed 55.80% to AGB and carbon stock. There were no significant differences in AGB between planted and regenerating individuals. The results of this research indicate that restoration is successful in all three areas, with the initial development of planted seedlings promising. Maintenance and monitoring should continue to follow the progress of the restoration process in these respective areas.

Keywords: Bioindicators; Phytosociology; Ecological Restoration.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS	13
CAPÍTULO 1: AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM UMA ÁREA DE COMPENSAÇÃO, BRUMADINHO, MG	16
RESUMO	16
ABSTRACT	17
1 INTRODUÇÃO.....	18
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
2.1 Caracterização da área de estudo.....	19
2.2 Procedimentos de campo.....	22
2.3 Composição florística e grupos ecológicos	23
2.4 Estrutura horizontal	23
2.5 Distribuição da densidade em classes de diâmetro e altura.....	24
3 RESULTADOS	24
3.1 Composição florística e grupos ecológicos	24
3.2 Estrutura horizontal	27
3.3 Distribuição da densidade em classes de diâmetro e altura.....	30
4 DISCUSSÃO.....	32
5 CONCLUSÕES	35
REFERÊNCIAS	35
CAPÍTULO 2: MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM UMA ÁREA CILIAR, BRUMADINHO, MG.....	40
RESUMO	40
ABSTRACT	41
1 INTRODUÇÃO.....	42
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	43
2.1 Caracterização da área de estudo.....	43
2.2 Procedimentos de campo.....	45
2.3 Taxa de mortalidade	46
2.4 Composição florística e estrutura horizontal	46
2.5 Categorias sucessionais e síndromes de dispersão	47
2.6 Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono	47
3 RESULTADOS	47
3.1 Taxa de mortalidade, composição florística e estrutura horizontal.....	48

3.2	Categorias sucessionais e síndromes de dispersão	51
3.3	Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono	53
4	DISCUSSÃO	54
5	CONCLUSÕES	59
	REFERÊNCIAS	59
CAPÍTULO 3: AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COM PLANTIO EM		
ÁREA TOTAL E REGENERAÇÃO DE <i>Solanum mauritianum</i> Scop., BRUMADINHO,		
MG		65
	RESUMO	65
	ABSTRACT	66
1	INTRODUÇÃO.....	67
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	68
2.1	Caracterização da área de estudo.....	68
2.2	Procedimentos de campo.....	70
2.3	Composição florística e grupos ecológicos	71
2.4	Estrutura horizontal	72
2.5	Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono	72
3	RESULTADOS	73
3.1	Composição florística e grupos ecológicos	73
3.2	Estrutura horizontal	76
3.3	Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono	78
4	DISCUSSÃO	79
5	CONCLUSÕES	82
	REFERÊNCIAS	83
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....		89

INTRODUÇÃO GERAL

Desde o rompimento da Barragem I, na mina do Córrego do Feijão, no dia 25 de janeiro de 2019 em Brumadinho, Minas Gerais (MG), uma série de ações de reparação tem sido executadas pela mineradora Vale S.A., nas esferas social, ambiental e econômica. Entre as ações de recuperação e compensação implementadas, destacam-se aquelas voltadas à restauração de ecossistemas florestais, que resultaram, até o primeiro semestre de 2023, em 50 hectares de áreas protegidas e impactadas em restauração, com o plantio de cerca de 80 mil mudas nativas regionais (Vale, 2023). Diante da demanda de recomposição dos ecossistemas direta e indiretamente impactados, foi firmado, desde 2021, um convênio entre a Vale e o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV), com interveniência da Sociedade de Investigações Florestais (SIF). Essa parceria objetiva o desenvolvimento de pesquisas e o fornecimento de orientações voltadas à restauração de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de áreas de compensação na bacia do rio Paraopeba, em Brumadinho, MG.

A restauração ecológica representa uma importante ferramenta na reconstrução da biodiversidade, estrutura e funcionalidade dos ecossistemas degradados, contribuindo para a recuperação dos serviços ecossistêmicos (Evans et al., 2015; Robinson et al., 2015; Zanini et al., 2021). Em decorrência de sua relevância na reversão do processo das mudanças climáticas em nível mundial, as Nações Unidas definiram o período entre 2021 e 2030 como a “Década da Restauração de Ecossistemas” (UN & FAO, 2023). Nesse sentido, a demanda pela restauração ecológica tem crescido com o passar dos anos, principalmente em resposta aos instrumentos legais e aos compromissos internacionais voltados ao combate das mudanças climáticas (Chazdon et al., 2021; Pinto et al., 2014).

A grande diversidade e complexidade das florestas tropicais, junto dos vários fatores que influenciam a sucessão secundária em diferentes escalas, fazem com que as ações de restauração precisem ser adaptadas a cada condição (Arroyo-Rodríguez et al., 2015). Diversas técnicas podem ser empregadas nos projetos de restauração florestal e o uso de uma ou mais delas deverá ser norteado pelos filtros ambientais e pelo estado de conservação do local e da paisagem na qual ele está inserido (César et al., 2021; Crouzeilles et al., 2019; Martins, 2018). A demanda de se restaurar um grande volume de áreas faz com que a regeneração natural (restauração passiva) e a regeneração natural assistida sejam apontadas como vantajosas,

especialmente pela efetividade e baixo custo em comparação a outras técnicas (Brançalion et al., 2019; Crouzeilles et al., 2017, 2020; García et al., 2020). Entretanto, em condições de baixa resiliência, o plantio de mudas em área total precisa ser realizado para se garantir o rápido recobrimento do solo (Balestrin et al., 2019; Campanharo et al., 2020, 2021). Essa necessidade é ainda maior em áreas que apresentam alta densidade de gramíneas exóticas agressivas, que são um grande desafio na restauração de florestas tropicais (Barbosa et al., 2018; Gonçalves et al., 2018; Kunz; Martins, 2014; Sobanski; Marques, 2014).

Diante da dificuldade de se restabelecer os processos e interações de um ecossistema florestal, além da escolha assertiva das técnicas empregadas, é necessário que a avaliação e o monitoramento sejam realizados (Camarretta et al., 2020; Evans et al., 2018). Logo no início do processo de restauração, tais ações permitem verificar o desempenho das técnicas empregadas, fornecendo importantes informações sobre a efetividade dessas e a necessidade de novas intervenções (Fonseca, 2021; Silva et al., 2016). Com isso, é possível redirecionar a trajetória ambiental da área avaliada, otimizando tempo e demais recursos investidos (Brançalion et al., 2015). Adicionalmente, a avaliação de áreas recém-implantadas pode levar a adaptação das ações de restauração que ainda serão executadas em outros locais na mesma paisagem (Martins et al., 2020; Rocha et al., 2023). Dessa forma, os esforços serão direcionados de forma personalizada aquela determinada realidade, garantido o cumprimento dos objetivos da restauração em menor tempo.

Existe uma grande variedade de indicadores empregados no monitoramento da restauração florestal (Guerra et al., 2020; Viani et al., 2018). O presente estudo direcionou esforços na avaliação de indicadores vegetativos, voltados aos indivíduos arbóreos, uma vez que permitem identificar o desempenho das técnicas empregadas, sendo o plantio de mudas em área total comum nas três áreas avaliadas. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar e monitorar duas áreas de compensação ambiental e uma APP ciliar no início dos respectivos processos de restauração florestal, em Brumadinho, MG. Os resultados deste estudo irão nortear a tomada de decisão não apenas nas respectivas áreas estudadas, mas também servirão de base para as demais ações de restauração que serão conduzidas em Brumadinho, MG. Para induzir melhor compreensão, este estudo foi organizado em três capítulos: 1) Avaliação da restauração florestal em uma área de compensação, Brumadinho, MG; 2) Monitoramento da restauração florestal em uma área ciliar, Brumadinho, MG; 3) Avaliação da restauração florestal com plantio em área total e regeneração de *Solanum mauritianum* Scop., Brumadinho, MG.

REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, p. 1–15, 2015.
- BALESTRIN, D. et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 8–16, 2019.
- BARBOSA, J. B. M. et al. Control methods of *Brachiaria* (*Urochloa decumbens* stapf.) in an ecological restoration area in riparian forest, Federal District. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1491–1501, 2018.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2 a ed., Viçosa: Editora UFV, 2015. cap. 9, p. 262–292.
- BRANCALION, P. H. S. et al. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, p. 1–9, 2019.
- CAMARRETTA, N. et al. Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. **New Forests**, v. 51, p. 573–596, 2020.
- CAMPANHARO, Í. F. et al. Effects of forest restoration techniques on community diversity and aboveground biomass on area affected by mining tailings in Mariana, Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 22–30, 2020.
- CAMPANHARO, Í. F. et al. Functional composition enhances aboveground biomass stock undergoing active forest restoration on mining tailings in Mariana, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 5, 2021.
- CÉSAR, R. G. et al. Forest and landscape restoration: A review emphasizing principles, concepts, and practices. **Land**, v. 10, n. 28, p. 1–22, 2021.
- CHAZDON, R. L. et al. Key challenges for governing forest and landscape restoration across different contexts. **Land Use Policy**, v. 104, p. 1–8, 2021.
- CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, p. 1–7, 2017.
- CROUZEILLES, R. et al. A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, p. 2675–2686, 2019.
- CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, p. 1–9, 2020.

EVANS, K.; GUARIGUATA, M. R.; BRANCALION, P. H. S. Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. **Conservation Biology**, v. 32, n. 3, p. 525–534, 2018.

EVANS, M. C. et al. Carbon farming via assisted natural regeneration as a cost-effective mechanism for restoring biodiversity in agricultural landscapes. **Environmental Science and Policy**, v. 50, p. 114–129, 2015.

FONSECA, W. S. Estudo fitossociológico de área em restauração ecológica no ambiente de mineração de bauxita, no sudeste do Brasil. In: FONSECA, Wesley da Silva. **Bioindicadores para avaliação e monitoramento da restauração ecológica de área em ambiente de mineração de bauxita, Mirai, MG**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2021. f. 50–74.

GARCÍA, C.; ESPELTA, J. M.; HAMPE, A. Managing forest regeneration and expansion at a time of unprecedented global change. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 2310–2315, 2020.

GONÇALVES, F. L. A. et al. Manual crowning versus cardboard in forest restoration: costs and effect on seedling development. **Planta Daninha**, v. 36, p. 1–10, 2018.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 1–7, 2020.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Regeneração natural de Floresta Estacional Semidecidual em diferentes estágios sucessionais (Zona da Mata, MG, Brasil). **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 111–124, 2014.

MARTINS, S. V. Alternative Forest restoration techniques. In: VIANA, H.; GARCÍAMOROTE, A. (Eds.). **New perspectives in forest science**. London: IntechOpen, 2018. cap. 7, p. 131–148.

MARTINS, W. B. R. et al. Survival, growth and regeneration of forest species in mining areas in the Eastern Amazonia. **Scientia Plena**, v. 16, n. 6, p. 1–13, 2020.

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, p. 2212–2229, 2014.

ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2273–2291, 2015.

ROCHA, M. H. F. F. et al. Análise fitossociologia e valor de importância em carbono de áreas em restauração florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil. **DELLOS**, v. 16, n. 47, p. 2526–2548, 2023.

SILVA, K. A. 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.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M. C. M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 217–222, 2014.

UN & FAO. United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organisation. **Nine more years to restore the planet**. Disponível em: <https://www.decadeonrestoration.org/pt-br>. Acesso em: 28 ago. 2023.

VALE 2023. **Vale+: Jan a Jun 2023**. Disponível em: https://vale.com/documents/d/guest/vale-_mg_1_a5_2023_1-semester_vale_leve-1-?utm_campaign=&utm_medium=&utm_source=Vale.com&utm_content=_camp_cod_cm_mobj_sbr_pVale.com_es_AgAP&_gl=1*vc8m4l*_ga*OTM0MDQ5NDgxLjE2ODY4MzM0NDg.*_ga_BNK5C1QYMC*MTY5ODY2NDA4NC44LjEuMTY5ODY2NDI4OS4zLjAuMA. Acesso em: 30 out. 2023.

VIANI, R. A. G. et al. Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1–9, jan. 2018.

ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1–11, 2021.

CAPÍTULO 1: AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM UMA ÁREA DE COMPENSAÇÃO, BRUMADINHO, MG

RESUMO: O objetivo deste estudo foi avaliar a florística e a estrutura da vegetação em uma área em processo de restauração florestal, em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. O estudo foi conduzido em uma área de compensação ambiental de 17,37 ha, pertencente à empresa Vale S.A. As primeiras intervenções de restauração florestal foram realizadas entre outubro de 2020 e dezembro de 2021, a partir do plantio de mudas em área total. As avaliações foram realizadas dois meses após o plantio, por meio de um inventário florestal por amostragem. Um total de 22 parcelas (15 x 10 m) foram alocadas, de forma aleatória, para a medição do diâmetro ao nível do solo (DNS) e altura de todas as mudas plantadas, bem como de todos os regenerantes arbóreos que apresentaram altura igual ou superior a 0,30 m. A composição florística foi analisada por meio da composição de espécies e da diversidade, sendo a última calculada a partir do Índice de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J). As espécies encontradas no levantamento foram classificadas em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Para a avaliação da estrutura horizontal, em nível de família e de espécie, foram obtidos os seguintes parâmetros: densidade, dominância, frequência, valor de cobertura e valor de importância. Adicionalmente, foram avaliadas a distribuição da densidade em classes de diâmetro e de altura. Foram amostrados 602 indivíduos (1.824 indivíduos ha⁻¹), 62 espécies e 26 famílias botânicas. O H' foi 3,63 e a J encontrada foi de 0,88. A maioria das espécies e indivíduos registrados foi categorizada como pioneira e secundária inicial e zoocórica. A família Fabaceae e a espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi destacaram-se por apresentar os maiores valores para todos os parâmetros de estrutura horizontal avaliados. A distribuição diamétrica obtida para a área de estudo seguiu o padrão de distribuição exponencial negativa e a classe de altura intermediária (0,27 m ≤ Ht < 1,23 m) destacou-se por possuir a maior densidade de indivíduos. Os resultados indicam que a vegetação estudada tem alto potencial para seguir uma trajetória autossustentável na reconstrução de uma floresta restaurada. As ações de manutenção e monitoramento, no entanto, devem ser mantidas para garantir o crescimento e desenvolvimento dos indivíduos plantados e regenerantes.

Palavras-chave: Indicadores Ecológicos; Composição Florística; Grupos Ecológicos; Estrutura Horizontal; Distribuição Diamétrica; Estrutura Vertical.

CHAPTER 1: EVALUATION OF FOREST RESTORATION IN A COMPENSATION AREA, BRUMADINHO, MG

ABSTRACT: The aim of this study was to assess the floristics and vegetation structure in an area undergoing forest restoration in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. The study was carried out in an environmental compensation area of 17.37 hectares owned by Vale S.A. The first forest restoration interventions occurred between October 2020 and December 2021, by planting seedlings across the entire area. The assessments were carried out two months after planting through a forest inventory by sampling. A total of 22 plots (15 x 10 meters) were randomly allocated to measure the diameter at ground level (DGL) and height of all planted seedlings and all regenerating trees with a height of 0.30 meters or more. The floristic composition was analyzed based on species composition and diversity, which was calculated using the Shannon Index (H') and Pielou Equability (J). Species were categorized into successional categories and dispersal syndromes. To assess the horizontal structure at family and species level, the following parameters were obtained: density, dominance, frequency, coverage value, and importance value. Additionally, the distribution of density in diameter and height classes was assessed. A total of 602 individuals (1,824 individuals. ha⁻¹), 62 species and 26 botanical families were sampled. The H' was 3.63 and the J was 0.88. Most of the species and individuals were classified as pioneer and early secondary and zoochoric. The Fabaceae family and the species *Schinus terebinthifolia* Raddi stood out as having the highest values for all horizontal structure parameters evaluated. The diameter distribution obtained for the study area followed the negative exponential distribution pattern, and the intermediate height class (0.27 m ≤ Ht < 1.23 m) stood out for having the highest density of individuals. The results indicate that the vegetation studied has a high potential to follow a self-sustaining path in the reconstruction of a restored forest. However, maintenance and monitoring efforts, must continue to ensure the growth and development of planted and regenerating individuals.

Keywords: Ecological Indicators; Floristic Composition; Ecological Groups; Horizontal Structure; Diameter Distribution; Vertical Structure.

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais são capazes de proporcionar inúmeros benefícios ambientais, sociais e econômicos, prestando relevantes serviços ecossistêmicos como regulação climática, sequestro de carbono, ciclagem de nutrientes e manutenção da qualidade do solo e da água (Villarreal-Rosas et al., 2020; Weiskopf et al., 2020). À medida que o processo de fragmentação e degradação se segue, no entanto, um conjunto de problemas ambientais é desencadeado, destacando-se a redução da biodiversidade e funcionalidade dos ecossistemas (Carugati et al., 2018; Martins, 2014; Pacheco et al., 2018). Nesse sentido, a conservação e a restauração da vegetação nativa têm recebido grande protagonismo, em grande parte devido as exigências legais e aos compromissos internacionais firmados para combater a degradação de ecossistemas (Chazdon et al., 2021; Pinto et al., 2014).

Desde o rompimento da barragem da Mina do Córrego do Feijão, ocorrido em 25 de janeiro de 2019 em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil, diversas ações de reparação e compensação vem sendo realizadas. Aproximadamente, 297 ha foram afetados pelo rompimento, sendo 140 de área florestal (Vale, 2022). Diante disso, tem-se a necessidade de se restaurar as áreas direta e indiretamente afetadas, para se cumprir as exigências de recuperação e compensação ambiental. Nesse contexto, a pesquisa é fundamental para dar subsídio à elaboração, implantação, manutenção e monitoramento da restauração das áreas impactadas, garantindo o cumprimento das obrigações legais com qualidade e em menor tempo (Cosimo et al., 2021; Crouzeilles et al., 2017; Reis et al., 2019).

Diversos métodos podem ser empregados com a finalidade de recompor ecossistemas florestais, destacando-se a restauração passiva e a regeneração natural assistida pelos custos baixos e alta eficiência (García et al., 2020). No entanto, em áreas e/ou paisagens degradadas e com baixa resiliência, é necessário conduzir maiores intervenções, como o preparo do solo, plantio de mudas em área total, semeadura direta e nucleação (Guerra et al., 2020). Vale ressaltar que mesmo quando o planejamento do projeto é baseado nos fatores de degradação, no uso anterior da terra e no estado de conservação da paisagem, é difícil prever a trajetória sucessional que o ecossistema em recuperação irá seguir (Arroyo-Rodríguez et al., 2015).

Nesse sentido, a avaliação e o monitoramento atuam como ferramentas fundamentais no acompanhamento da evolução da área e no manejo adaptativo da restauração florestal (Evans et al., 2018). Por meio deles, é possível obter dados e informações para subsidiar a tomada de

decisão a respeito das possíveis intervenções adicionais necessárias para alcançar os objetivos propostos (Zhang, 2019). Em adição, permitem verificar se os métodos adotados foram eficientes para aquele local e se têm potencial de serem adotados em condições similares (Lindenmayer, 2020). As ações de avaliação e monitoramento tornam-se ainda mais relevantes no contexto das ações de reparação e compensação ambiental em Brumadinho, uma vez que serão essenciais para garantir a recomposição das florestas em menor tempo.

Nos biomas brasileiros, 81% dos indicadores de avaliação e monitoramento adotados são de caráter vegetativo, sendo 79% deles direcionados aos indivíduos arbóreos, como taxa de mortalidade, altura média das plantas, aspecto visual, composição de espécies, origem das espécies, síndromes de dispersão, classificação das espécies em categorias sucessionais e densidade das plantas (Guerra et al., 2020; Silva et al., 2016). Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a florística e a estrutura da vegetação em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

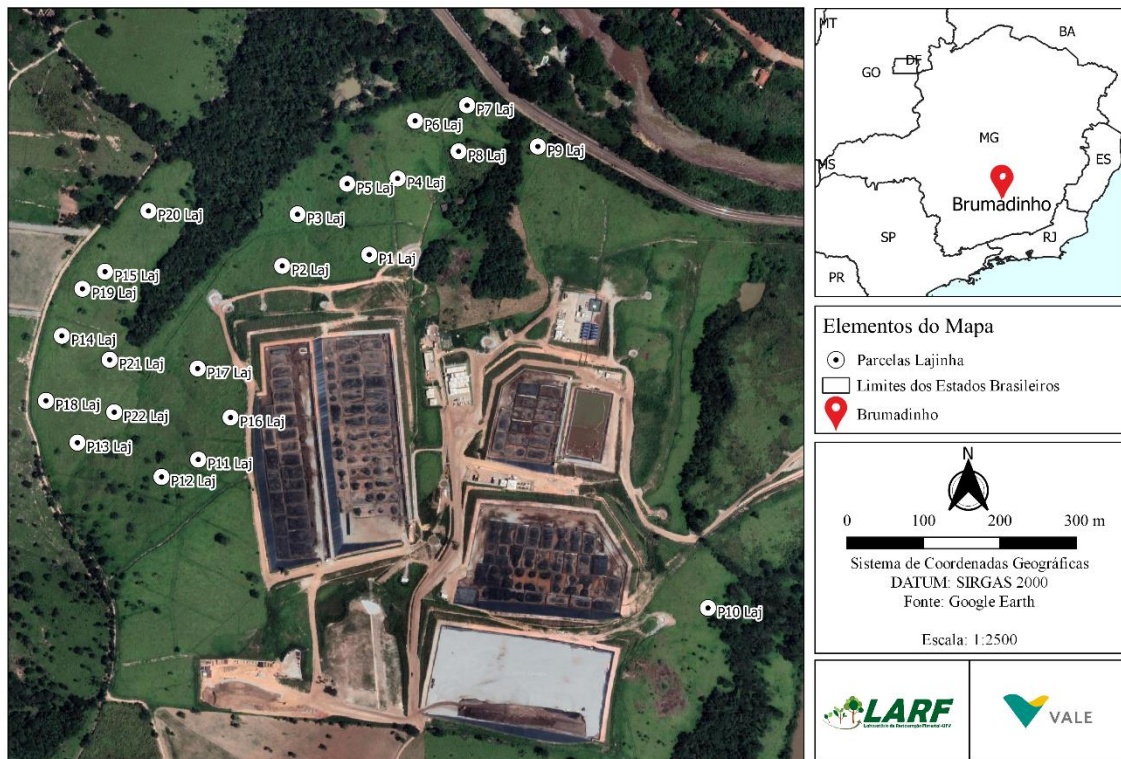
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi conduzido em uma área de compensação ambiental de 17,37 ha, localizada em Brumadinho (20° 9' 36" S e 44° 10' 9" W), Minas Gerais, Brasil, pertencente à empresa Vale S.A. (Figura 1), por meio de um projeto da empresa com o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV), com interveniência da Sociedade de Investigações Florestais (SIF-UFV).

O clima regional é classificado como subtropical úmido, com invernos secos, verões quentes nas regiões Cwa e verões amenos nas regiões Cwb, conforme a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual varia entre 19 e 23 °C (Mendes et al., 2022) e a precipitação média anual oscila de 1.103,4 a 1.512,1 mm (Teixeira et al., 2021). A fitofisionomia da região de estudo corresponde a Floresta Estacional Semidecidual, Domínio Floresta Atlântica, ocorrendo transição com o Cerrado em alguns locais, com a presença de espécies típicas deste Bioma e de áreas de transição, como a macaúba (*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.).

Figura 1 – Localização de uma área em processo de restauração florestal, conhecida como Fazenda Lajinha, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



Pode-se destacar a presença de três fragmentos de floresta secundária no entorno do local de estudo, apresentando bom estado de conservação e áreas que variam, aproximadamente, entre 6,80 e 13,00 ha. Historicamente, a área de estudo era composta por pastagem de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster) destinada a pecuária. Com a incorporação da área para compensação ambiental da Vale, as primeiras intervenções de restauração florestal foram realizadas entre outubro de 2020 e dezembro de 2021.

Para acelerar o processo de recomposição da vegetação, foi conduzido o plantio de mudas de 56 espécies arbóreas nativas regionais (Tabela 1), em espaçamentos que variaram entre 3 x 2 e 3 x 3 m. Em cada muda plantada foi fixado um tutor, utilizando-se estacas de bambu. Vale ressaltar que todas as mudas foram produzidas a partir de sementes de matrizes localizadas na região de Brumadinho, Minas Gerais.

Adicionalmente, foi realizada a semeadura de um mix de sementes de adubos verdes e outras plantas de cobertura, sendo: *Cajanus cajan* (L.) Millsp. (feijão guandu); *Stylosanthes guianensis* (Aubl.) Sw. (estilosantes) *Raphanus sativus* L. (nabo forrageiro); *Avena* spp. (aveia); e *Helianthus annuus* L. (girassol).

Tabela 1 – Composição das espécies plantadas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Cl: clímax); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.

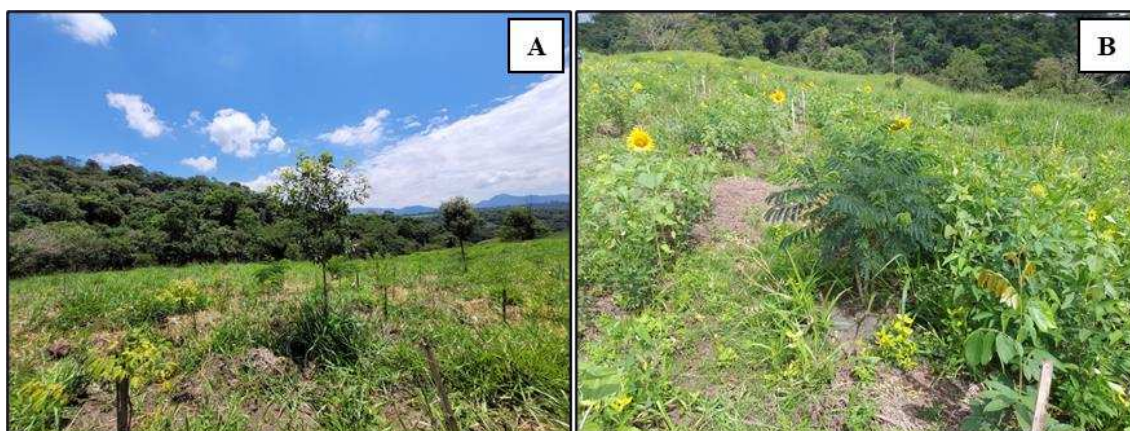
Família	Espécie	CS	SD
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	St	Ane
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Si	Ane
	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Si	Aut
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Pi	Zoo
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Si	Zoo
Annonaceae	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Pi	Zoo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	St	Ane
	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	St	Ane
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	Pi	Zoo
Asteraceae	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Pi	Ane
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Si	Ane
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Si	Ane
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Si	Ane
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Si	Zoo
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	St	Zoo
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	Zoo
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Pi	Ane
Cordiaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Si	Ane
Dichapetalaceae	<i>Stephanopodium engleri</i> Baill.	Nc	Zoo
Ebenaceae	<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	Si	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Pi	Zoo
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Pi	Aut
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Pi	Aut
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Si	Aut
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Si	Aut
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Si	Zoo
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	St	Aut
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Si	Ane
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Pi	Aut
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	St	Zoo
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	St	Zoo
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Si	Zoo
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Pi	Zoo
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Si	Ane
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Si	Ane
	<i>Melanoxylon brauna</i> Schott	St	Aut
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	Aut

	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pi	Aut
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Si	Ane
	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	St	Aut
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Pi	Aut
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pi	Aut
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Si	Aut
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	Cl	Zoo
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Si	Zoo
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	St	Zoo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	St	Ane
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Si	Ane
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Pi	Ane
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Si	Ane
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Pi	Ane
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Si	Ane
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	St	Zoo
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Si	Zoo
Solanaceae	<i>Iochroma arborescens</i> (L.) J.M.H. Shaw	Pi	Zoo
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Pi	Zoo

2.2 Procedimentos de campo

A avaliação da área de estudo foi conduzida dois meses após o plantio das mudas (Figura 2A e B), por meio de um inventário florestal por amostragem, utilizando parcelas com 150 m² (15 x 10 m). Dessa forma, 22 parcelas foram lançadas de forma aleatória, totalizando uma área amostral de 0,33 ha (Figura 1). O monitoramento consistiu na identificação botânica e mensuração do diâmetro ao nível do solo (DNS) e da altura de todas as mudas plantadas e dos indivíduos arbóreos regenerantes com altura igual ou superior a 0,30 m. O DNS foi obtido com o auxílio de um paquímetro digital e a altura por meio de um bastão graduado.

Figura 2 – Imagens de uma área em processo de restauração florestal (A e B), Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



2.3 Composição florística e grupos ecológicos

As espécies arbóreas amostradas foram classificadas em famílias botânicas, conforme o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (2016). Os nomes científicos e seus respectivos autores, por sua vez, foram atualizados a partir da base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2023). A florística foi avaliada por meio da composição de espécies e da diversidade, sendo a última obtida por meio do Índice de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J). Os cálculos do H' e da J foram conduzidos com o auxílio do *software* Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

As espécies também foram classificadas em categorias sucessionais, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas semidecíduas brasileiras, sendo: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax. Adicionalmente, realizou-se a classificação quanto às síndromes de dispersão (Van der Pijl, 1982) em anemocóricas, autocóricas e zoocóricas. Os gráficos com a distribuição da riqueza e do número de indivíduos, por categoria sucessional e síndrome de dispersão, foram elaborados no Microsoft Excel.

2.4 Estrutura horizontal

Para cada uma das famílias e espécies amostradas, foram verificados os seguintes parâmetros de estrutura horizontal: densidade absoluta; dominância absoluta; frequência absoluta; densidade relativa; dominância relativa; frequência relativa; valor de cobertura; e

valor de importância. Os cálculos foram realizados por meio do *software* Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

2.5 Distribuição da densidade em classes de diâmetro e altura

A distribuição diamétrica foi avaliada a partir dos dados de DNS amostrados, obtendo-se, dessa forma, o número de indivíduos arbóreos por hectare e por classe de DNS. Para se distribuir os indivíduos, adotou-se uma amplitude de classe de 10 mm de diâmetro. A densidade também foi dividida por classes de altura, conforme a metodologia proposta por Souza & Soares (2013) (Tabela 2). Os gráficos foram elaborados com o auxílio do Microsoft Excel.

Tabela 2 – Critérios adotados para o estabelecimento das classes de altura total dos indivíduos arbóreos amostrados. Hm: altura média; Ht: altura total; S: desvio padrão da média.

Classe	Descrição
1	$Ht < (Hm - 1SHt)$
2	$(Hm - 1SHt) \leq Ht < (Hm + 1SHt)$
3	$Ht \geq (Hm + 1SHt)$

3 RESULTADOS

3.1 Composição florística e grupos ecológicos

Foram amostrados, no total, 602 indivíduos (1.824 indivíduos ha⁻¹), classificados em 62 espécies e 26 famílias botânicas (Tabela 3). Das espécies registradas, uma foi reconhecida ao nível de família e quatro não foram identificadas, sendo as últimas referidas como indeterminadas. As famílias com maior número de espécies foram Fabaceae (21 espécies), Anacardiaceae (4) e Bignoniaceae (4). Vale destacar que 61,54% das famílias apresentaram apenas uma espécie. Os indivíduos regenerantes foram representados por 20 espécies, sendo doze delas não correspondentes àquelas que foram plantadas. O Índice de Shannon da área de estudo foi igual a 3,63 e a Equabilidade de Pielou encontrada foi de 0,88.

Tabela 3 – Composição das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. FV: forma de vida (A: arbórea; P: palmeira); CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Cl: clímax); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.

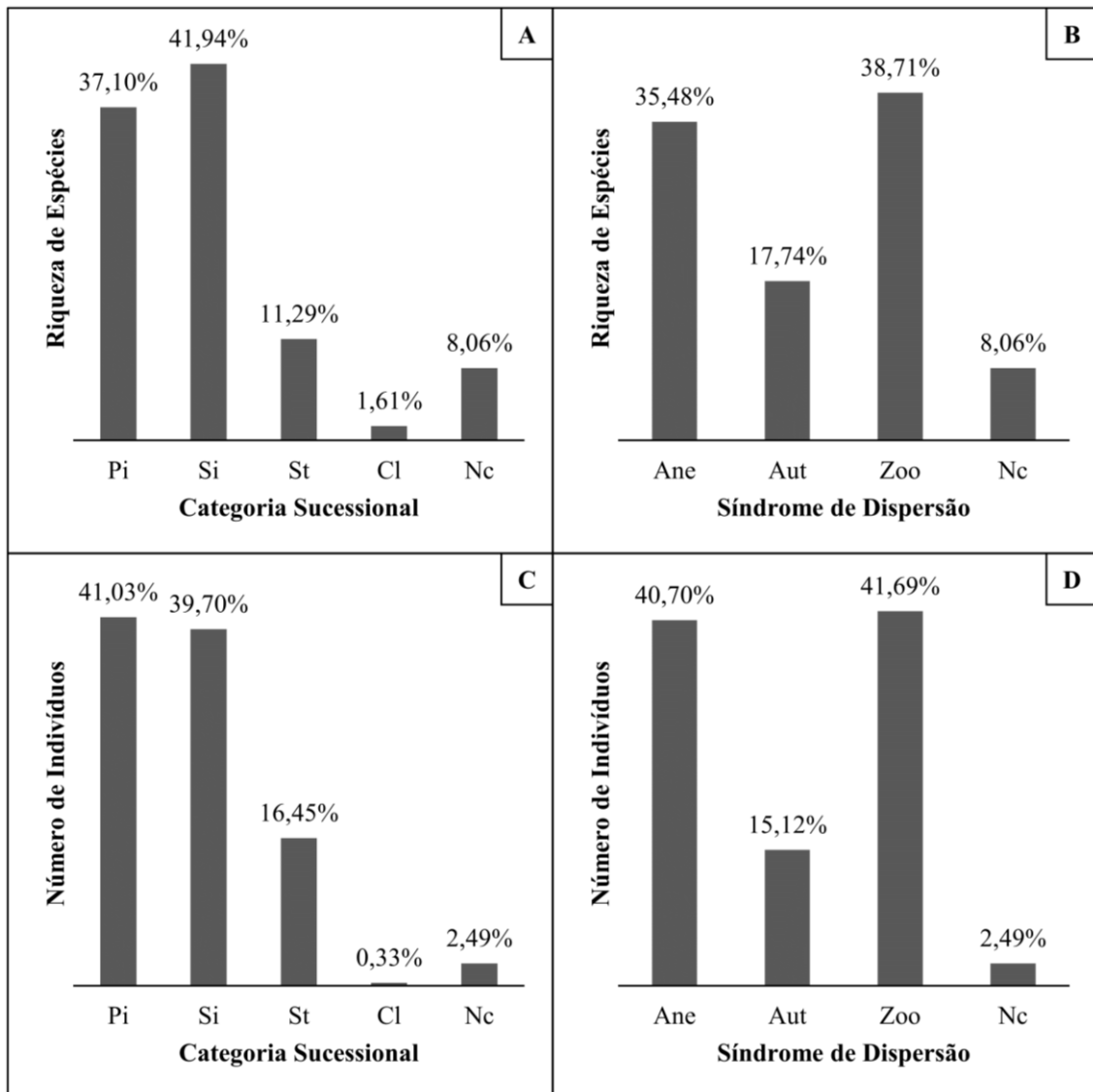
Família	Espécie	FV	CS	SD
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	A	St	Ane
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	A	Si	Ane
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	A	Pi	Zoo
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	A	Si	Zoo
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	A	Si	Zoo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	A	St	Ane
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	A	Pi	Zoo
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	P	Pi	Zoo
Asteraceae	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	A	Pi	Ane
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	A	Si	Ane
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	A	Si	Ane
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	A	Si	Ane
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	A	Si	Ane
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	A	Si	Zoo
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	A	Pi	Zoo
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	A	Pi	Ane
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	A	Pi	Ane
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	A	Pi	Aut
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	A	Si	Aut
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	A	Si	Aut
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	A	Si	Zoo
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	A	Pi	Aut
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	A	St	Aut
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	A	Si	Ane
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	A	Pi	Aut
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	A	St	Zoo
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	A	Si	Zoo
	<i>Inga vera</i> Willd.	A	Pi	Zoo
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	A	Si	Ane
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	A	Pi	Ane
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	A	St	Ane
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	A	Pi	Aut
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	A	Pi	Aut
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	A	Si	Ane
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	A	Si	Ane	
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	A	Pi	Aut	

	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	A	Pi	Aut
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	A	Si	Aut
Indeterminada	Indeterminada 1	A	Nc	Nc
	Indeterminada 2	A	Nc	Nc
	Indeterminada 3	A	Nc	Nc
	Indeterminada 4	A	Nc	Nc
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	A	Cl	Zoo
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	A	Si	Zoo
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	A	St	Zoo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	A	St	Ane
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	A	Si	Ane
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	A	Si	Ane
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	A	Pi	Ane
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	A	Pi	Zoo
	<i>Pleroma granulorum</i> (Desr.) D. Don	A	Pi	Ane
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	A	Si	Ane
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	A	Si	Zoo
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	A	Si	Zoo
	Myrtaceae	A	Nc	Nc
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	A	Si	Zoo
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	A	Pi	Zoo
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	A	Si	Zoo
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	A	Si	Zoo
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	A	Pi	Zoo
Solanaceae	<i>Iochroma arborescens</i> (L.) J.M.H. Shaw	A	Pi	Zoo
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	A	Pi	Zoo

No que se refere a relação proporcional da riqueza por categoria sucessional (Figura 3A), houve destaque para as espécies secundárias iniciais (41,94%) e pioneiras (37,10%). Quanto as síndromes de dispersão (Figura 3B), a maioria das espécies foram zoocóricas (38,71%) e anemocóricas (35,48%).

Os resultados obtidos para a relação proporcional do número de indivíduos foram similares aos mencionados anteriormente. As categorias sucessionais mais abundantes entre os indivíduos (Figura 3C) foram das pioneiras (41,03%) e secundárias iniciais (39,70%). Em relação as síndromes de dispersão (Figura 3D), destacaram-se os indivíduos zoocóricos (41,69%) e anemocóricos (40,70%).

Figura 3 – Relação proporcional da riqueza de espécies (A e B) e do número de indivíduos (C e D), por categoria sucessional e síndrome de dispersão, de uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Cl: clímax); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.



3.2 Estrutura horizontal

A maioria dos indivíduos registrados no levantamento foram plantados (88,70%), sendo os demais advindos da regeneração natural (11,30%). A espécie mais abundante na área de estudo foi *Schinus terebinthifolia* Raddi, com 68 indivíduos, provenientes do plantio, representando 11,30% dos indivíduos amostrados. Em relação a estrutura horizontal, dez espécies compõem 50,35% do valor de importância da área de estudo (Tabela 4). Dentre elas,

Schinus terebinthifolia destaca-se por apresentar maiores valores para todos os parâmetros avaliados, com valor de importância igual a 12,16%. Na sequência, as espécies *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. apresentaram o segundo e terceiro maior valor de importância, com 7,82% e 5,08%, respectivamente.

Tabela 4 – Estrutura horizontal das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura; VI: valor de importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Schinus terebinthifolia</i>	68	206	11,30	90,91	6,37	0,08	18,82	15,06	12,16
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	30	91	4,98	63,64	4,46	0,06	14,03	9,51	7,82
<i>Peltophorum dubium</i>	26	79	4,32	45,45	3,18	0,03	7,74	6,03	5,08
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	42	127	6,98	77,27	5,41	0,01	1,71	4,35	4,70
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	14	42	2,33	36,36	2,55	0,03	8,39	5,36	4,42
<i>Terminalia argentea</i>	25	76	4,15	68,18	4,78	0,01	2,21	3,18	3,71
<i>Didymopanax morototoni</i>	9	27	1,50	13,64	0,96	0,03	7,87	4,68	3,44
<i>Acrocomia aculeata</i>	3	9	0,50	13,64	0,96	0,03	7,92	4,21	3,13
<i>Astronium graveolens</i>	21	64	3,49	45,45	3,18	0,01	2,56	3,02	3,08
<i>Plathymentia reticulata</i>	22	67	3,65	40,91	2,87	0,01	1,90	2,78	2,81
<i>Inga laurina</i>	20	61	3,32	45,45	3,18	0,01	1,50	2,41	2,67
<i>Lafoensia pacari</i>	18	55	2,99	45,45	3,18	0,01	1,59	2,29	2,59
<i>Myrocarpus frondosus</i>	17	52	2,82	54,55	3,82	0,00	0,99	1,91	2,55
<i>Tapirira guianensis</i>	18	55	2,99	54,55	3,82	0,00	0,80	1,90	2,54
<i>Inga vera</i>	13	39	2,16	31,82	2,23	0,01	3,11	2,64	2,50
<i>Iochroma arborescens</i>	9	27	1,50	22,73	1,59	0,01	3,15	2,33	2,08
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	20	61	3,32	27,27	1,91	0,00	0,63	1,98	1,95
<i>Protium heptaphyllum</i>	14	42	2,33	40,91	2,87	0,00	0,42	1,37	1,87
Indeterminada 4	8	24	1,33	27,27	1,91	0,01	1,95	1,64	1,73
<i>Cariniana estrellensis</i>	18	55	2,99	18,18	1,27	0,00	0,75	1,87	1,67
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	12	36	1,99	31,82	2,23	0,00	0,66	1,33	1,63
<i>Luehea grandiflora</i>	10	30	1,66	36,36	2,55	0,00	0,34	1,00	1,52
<i>Cedrela fissilis</i>	7	21	1,16	22,73	1,59	0,01	1,77	1,47	1,51
<i>Trichilia pallida</i>	10	30	1,66	36,36	2,55	0,00	0,28	0,97	1,50
<i>Dalbergia nigra</i>	11	33	1,83	27,27	1,91	0,00	0,53	1,18	1,42
<i>Andira fraxinifolia</i>	9	27	1,50	27,27	1,91	0,00	0,71	1,10	1,37
<i>Trema micrantha</i>	7	21	1,16	22,73	1,59	0,01	1,34	1,25	1,37
<i>Platypodium elegans</i>	11	33	1,83	22,73	1,59	0,00	0,66	1,25	1,36
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	11	33	1,83	27,27	1,91	0,00	0,22	1,03	1,32
<i>Machaerium hirtum</i>	8	24	1,33	27,27	1,91	0,00	0,65	0,99	1,30

<i>Sparattosperma leucanthum</i>	10	30	1,66	22,73	1,59	0,00	0,30	0,98	1,18
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	8	24	1,33	13,64	0,96	0,00	0,67	1,00	0,98
<i>Nectandra megapotamica</i>	5	15	0,83	22,73	1,59	0,00	0,04	0,44	0,82
<i>Bowdichia virgilioides</i>	5	15	0,83	18,18	1,27	0,00	0,13	0,48	0,75
<i>Myrsine umbellata</i>	4	12	0,66	13,64	0,96	0,00	0,12	0,40	0,58
<i>Anadenanthera peregrina</i>	5	15	0,83	9,09	0,64	0,00	0,26	0,55	0,57
<i>Nectandra oppositifolia</i>	4	12	0,66	13,64	0,96	0,00	0,09	0,38	0,57
<i>Psidium cattleianum</i>	3	9	0,50	13,64	0,96	0,00	0,24	0,37	0,56
<i>Bauhinia longifolia</i>	5	15	0,83	9,09	0,64	0,00	0,14	0,49	0,54
<i>Pleroma granulosum</i>	4	12	0,66	9,09	0,64	0,00	0,12	0,39	0,47
<i>Senna multijuga</i>	2	6	0,33	4,55	0,32	0,00	0,76	0,55	0,47
<i>Cupania vernalis</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,43	0,39	0,47
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	3	9	0,50	9,09	0,64	0,00	0,18	0,34	0,44
<i>Senna macranthera</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,23	0,28	0,40
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,12	0,23	0,36
<i>Eremanthus erythropappus</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,11	0,22	0,36
<i>Vitex polygama</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,08	0,21	0,35
<i>Annona sylvatica</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,04	0,19	0,34
<i>Myrsine coriacea</i>	2	6	0,33	9,09	0,64	0,00	0,03	0,19	0,33
Myrtaceae	3	9	0,50	4,55	0,32	0,00	0,14	0,32	0,32
Indeterminada 2	2	6	0,33	4,55	0,32	0,00	0,14	0,24	0,26
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	6	0,33	4,55	0,32	0,00	0,08	0,21	0,24
<i>Clethra scabra</i>	2	6	0,33	4,55	0,32	0,00	0,05	0,20	0,23
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i>	2	6	0,33	4,55	0,32	0,00	0,02	0,18	0,22
Indeterminada 3	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,07	0,12	0,18
Indeterminada 1	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,06	0,12	0,18
<i>Handroanthus serratifolius</i>	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,05	0,11	0,18
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,03	0,10	0,17
<i>Myrcia splendens</i>	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,02	0,10	0,17
<i>Albizia niopoides</i>	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,02	0,10	0,17
<i>Miconia albicans</i>	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,02	0,10	0,17
<i>Senegalia polyphylla</i>	1	3	0,17	4,55	0,32	0,00	0,01	0,09	0,16
Total	602	1824	100,00	1427,33	100,00	0,37	100,00	100,00	100,00

As famílias botânicas com maior abundância de indivíduos foram Fabaceae (41,86%) e Anacardiaceae (18,11%). Quanto a estrutura horizontal por família (Tabela 5), Fabaceae exibiu os maiores valores para todos os parâmetros analisados, com valor de importância igual a 30,17%. A família Anacardiaceae também se destacou, apresentando valor de importância equivalente a 17,53%.

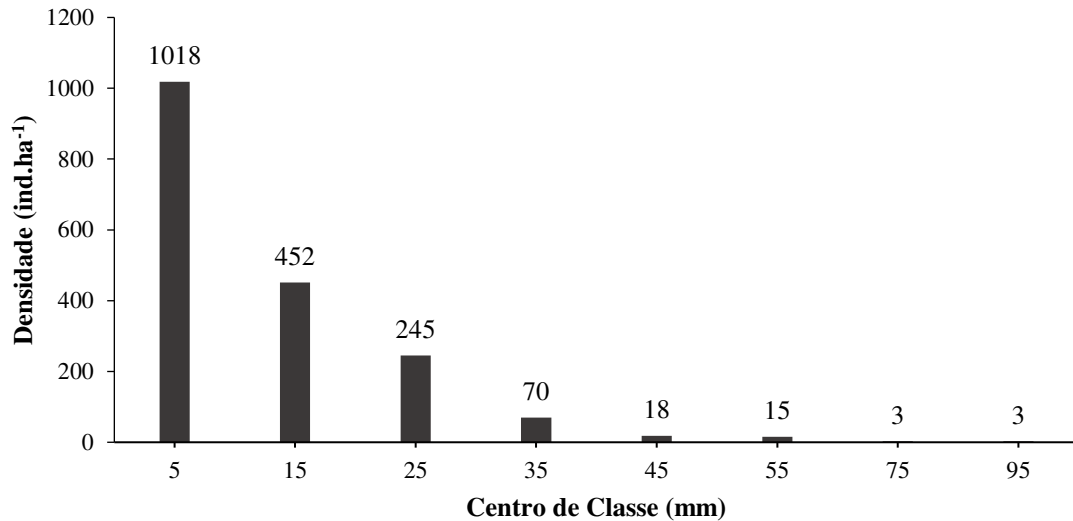
Tabela 5 – Estrutura horizontal das famílias amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura; VI: valor de importância.

Família	Riqueza	NI	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
Fabaceae	21	252	764	41,86	100,00	12,22	0,15	36,42	39,14	30,17
Anacardiaceae	4	109	330	18,11	100,00	12,22	0,09	22,26	20,19	17,53
Malvaceae	2	24	73	3,99	59,09	7,22	0,03	8,73	6,36	6,65
Combretaceae	1	25	76	4,15	68,18	8,33	0,01	2,21	3,18	4,90
Bignoniaceae	4	34	103	5,65	54,55	6,67	0,00	1,15	3,40	4,49
Araliaceae	1	9	27	1,50	13,64	1,67	0,03	7,87	4,68	3,68
Meliaceae	2	17	52	2,82	50,00	6,11	0,01	2,05	2,44	3,66
Lythraceae	1	18	55	2,99	45,45	5,56	0,01	1,59	2,29	3,38
Arecaceae	1	3	9	0,50	13,64	1,67	0,03	7,92	4,21	3,36
Indeterminada	4	12	36	1,99	40,91	5,00	0,01	2,22	2,11	3,07
Bursaceae	1	14	42	2,33	40,91	5,00	0,00	0,42	1,37	2,58
Solanaceae	1	9	27	1,50	22,73	2,78	0,01	3,15	2,33	2,47
Lecythidaceae	1	18	55	2,99	18,18	2,22	0,00	0,75	1,87	1,99
Apocynaceae	1	11	33	1,83	27,27	3,33	0,00	0,22	1,03	1,79
Cannabaceae	1	7	21	1,16	22,73	2,78	0,01	1,34	1,25	1,76
Lauraceae	2	9	27	1,50	27,27	3,33	0,00	0,13	0,82	1,65
Myrtaceae	3	7	21	1,16	22,73	2,78	0,00	0,40	0,78	1,45
Primulaceae	2	6	18	1,00	22,73	2,78	0,00	0,16	0,58	1,31
Melastomataceae	2	5	15	0,83	13,64	1,67	0,00	0,14	0,49	0,88
Sapindaceae	1	2	6	0,33	9,09	1,11	0,00	0,43	0,39	0,63
Urticaceae	1	2	6	0,33	9,09	1,11	0,00	0,12	0,23	0,52
Asteraceae	1	2	6	0,33	9,09	1,11	0,00	0,11	0,22	0,52
Lamiaceae	1	2	6	0,33	9,09	1,11	0,00	0,08	0,21	0,51
Annonaceae	1	2	6	0,33	9,09	1,11	0,00	0,04	0,19	0,50
Clethraceae	1	2	6	0,33	4,55	0,56	0,00	0,05	0,20	0,31
Sapotaceae	1	1	3	0,17	4,55	0,56	0,00	0,03	0,10	0,25
Total	62	602	1824	100,00	818,20	100,00	0,39	100,00	100,00	100,00

3.3 Distribuição da densidade em classes de diâmetro e altura

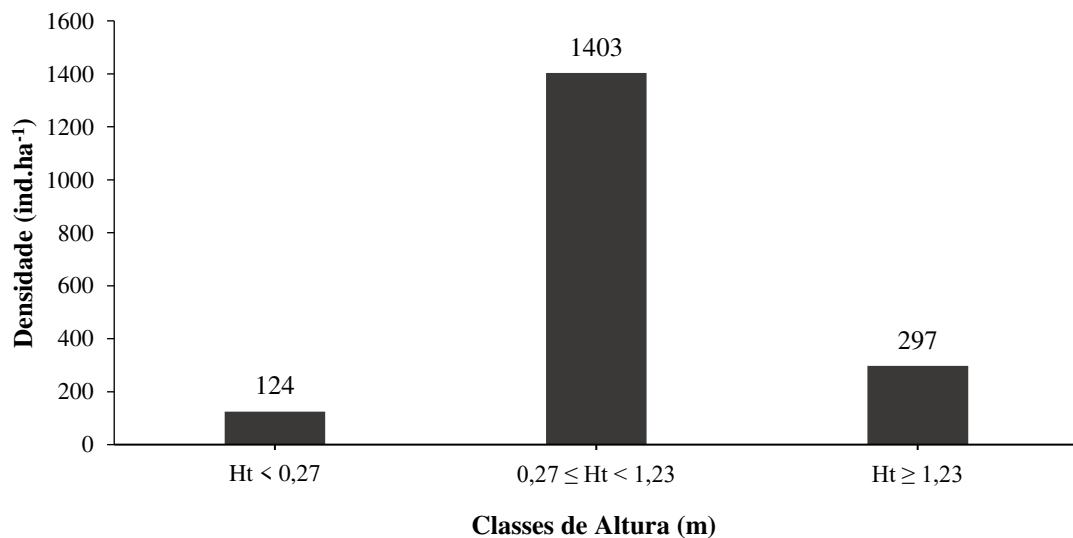
A partir da distribuição diamétrica obtida para a área de estudo (Figura 4), observou-se o padrão de distribuição exponencial negativa (“J” invertido), em que as menores classes de diâmetro apresentam os maiores valores de densidade de indivíduos. Dessa forma, o centro de classe de 5 mm reuniu 55,81% dos indivíduos, seguido por 24,78% pertencente ao centro de classe de 15 mm. Os demais centros de classe compreenderam 19,41% dos indivíduos.

Figura 4 – Distribuição diamétrica de uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



Os indivíduos amostrados apresentaram altura média de 0,75 m, com desvio padrão de 0,48 m. A classe de altura intermediária ($0,27 \leq Ht < 1,23$) destacou-se por possuir a maior densidade de indivíduos, sendo equivalente a 76,92% do total (Figura 5). Adicionalmente, a classe superior ($Ht \geq 1,23$) exibiu 16,28% dos indivíduos e a classe inferior ($Ht < 0,27$) apresentou 6,80%.

Figura 5 – Distribuição da densidade, em classes de altura, de uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



4 DISCUSSÃO

Os valores de riqueza e número de famílias encontrados neste estudo foram superiores aos verificados em outras pesquisas realizadas em áreas em processo de restauração de Floresta Estacional Semidecidual (Fonseca, 2021; Lopes et al., 2018; Rodrigues et al., 2010; Silva et al., 2016). Isso vale para o Índice de Shannon e Equabilidade de Pielou (Balestrin, 2018; Fonseca, 2021; Lopes et al., 2018), inclusive quando comparados com áreas em estágios mais avançados de sucessão secundária (Balestrin et al., 2019; Braga, et al., 2011; Miranda Neto et al., 2012a).

Os valores elevados do índice de diversidade e equabilidade indicam que a área está com uma boa diversidade florística e apresenta heterogeneidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies, ou seja, não está ocorrendo dominância ecológica por uma ou poucas espécies, características essenciais para a manutenção da vegetação. Tais resultados decorrem do elevado número de mudas de diferentes espécies plantadas na área de estudo, garantido maior diversidade florística desde os primeiros anos de restauração. O uso de listas de plantio com maior riqueza torna-se relevante principalmente em áreas com baixo potencial de regeneração. No caso da área de estudo, destaca-se a cobertura agressiva de *Urochloa decumbens*, gramínea exótica que frequentemente atua como filtro à germinação e desenvolvimento dos regenerantes arbóreos (Balestrin, 2018; Campanharo et al., 2020) e que já estava presente na área como pastagem.

A regeneração natural trata-se de um processo relevante para o sucesso da restauração, podendo ser influenciada por diversos fatores, como histórico de uso da terra, matriz da paisagem, exposição do relevo, chuva e banco de sementes, presença de polinizadores e dispersores, e presença de espécies invasoras (Magnago et al., 2015; Silva et al., 2020). A baixa contribuição da regeneração natural na riqueza e densidade encontradas na área estudada aponta que a realização do plantio em área total foi necessária e se apresentou como método mais indicado neste caso. Com o crescimento e avanço da cobertura das copas dos indivíduos plantados e regenerantes já presentes na área, espera-se a redução da cobertura pela braquiária. Em conjunto, o início dos processos de reprodução e dispersão serão capazes de potencializar a regeneração natural pela chuva de sementes local e de fragmentos florestais do entorno.

A presença de gramíneas exóticas agressivas se trata de um dos principais fatores que limitam o processo de sucessão secundária de florestas tropicais (Barbosa et al., 2018; Gonçalves et al., 2018; Kunz; Martins, 2014; Sobanski; Marques, 2014). Nesse contexto, o

predomínio encontrado neste estudo das categorias sucessionais das pioneiras e secundárias iniciais é essencial para condução da restauração florestal. Espécies de início de sucessão são caracterizadas por apresentarem crescimento e desenvolvimento mais acelerado, garantindo rápido recobrimento do solo, sombreamento de gramíneas exóticas, e, conseqüentemente, fornecendo condições microclimáticas e edáficas favoráveis ao estabelecimento de espécies tardias (Martins, 2014; Piaia et al., 2020; Silva et al., 2016).

No entanto, para assegurar que esse processo de substituição florística irá ocorrer na área de estudo, é necessário realizar o manejo adaptativo das atividades de restauração, norteado pelo monitoramento (Camarretta et al., 2020; Evans et al., 2018). Dessa forma, o controle de *U. decumbens* deverá compor as ações de manutenção até que os indicadores de monitoramento apontem que os indivíduos arbóreos presentes sejam capazes de romper as dificuldades iniciais impostas, como competição por luz, água e nutrientes.

No que se refere as síndromes de dispersão, a proporção de espécies e indivíduos zoocóricos trata-se de um importante indicador de restauração florestal (Franco et al., 2014; Miranda Neto et al., 2012b; Venzke et al., 2014). Isso se deve ao fato de a dispersão de sementes por animais desempenhar um papel fundamental na dinâmica das florestas tropicais (Peña-Domene et al., 2014). Juntamente com o estabelecimento de espécies arbóreas tardias, a regeneração de espécies zoocóricas atua na recuperação das funções e interações ecológicas das florestas em restauração, bem como dos serviços ecossistêmicos prestados (Toledo-Aceves et al., 2021).

Nesse sentido, espera-se que o predomínio da zoocoria no presente estudo, resultará no fornecimento de recursos alimentares, estimulando o fluxo da fauna local entre os fragmentos florestais presentes na matriz da paisagem (Balestrin et al., 2019; Rech et al., 2015). Por sua vez, a presença da fauna dispersora de sementes poderá auxiliar no enriquecimento natural da área, refletindo o papel das espécies arbóreas zoocóricas como catalizadoras do processo de restauração florestal (Viani et al., 2015).

Em relação a *S. terebinthifolia* e sua participação na estrutura horizontal da área em restauração, é comum encontrar essa espécie compondo listas de plantio adotadas nas ações de restauração da região de estudo. A mesma, popularmente conhecida como aroeirinha ou aroeira-pimenteira, se destaca por apresentar elevada plasticidade de colonização, caráter pioneiro, além de boa interação biótica, fazendo com que tenha elevado potencial de regeneração em ambientes muito alterados (Silva et al., 2016). Adicionalmente, o processo reprodutivo dessa

espécie se inicia de forma precoce, ocorrendo a partir do primeiro ano de plantio (Carvalho, 2003). A polinização da *S. terebinthifolia* é realizada principalmente por abelhas (melitofilia), enquanto a dispersão de suas sementes é amplamente conduzida por animais (zoocoria), majoritariamente aves (Carvalho, 2003). Assim, o acelerado desenvolvimento vegetativo e reprodutivo dessa espécie, contribui para o rápido recobrimento do solo, além de promover atração de polinizadores e dispersores para áreas em restauração.

A elevada representatividade da família Fabaceae, refletida na riqueza, abundância de indivíduos e nos parâmetros de estrutura horizontal, tende a trazer contribuições positivas no decorrer do desenvolvimento da área em restauração do presente estudo. Espécies nativas dessa família, principalmente as pioneiras, comumente atuam como facilitadoras da sucessão ecológica (Klippel et al., 2015). Muitas espécies de Fabaceae apresentam a capacidade de se associarem com bactérias fixadoras de nitrogênio, como é o caso da *Enterolobium contortisiliquum*, segunda espécie com maior valor de importância deste estudo (Jesus et al., 2017). Essa característica proporciona melhorias na qualidade física, química e biológica do solo, favorecendo, conseqüentemente, o desenvolvimento de espécies tardias (Silva et al., 2020).

No que se refere a distribuição diamétrica, apesar da maioria dos indivíduos serem advindos do plantio de mudas, é possível identificar o mesmo padrão de distribuição observado em florestas naturais inequidistantes (Lima; Leão, 2013; Rubin et al., 2006). Porém, neste caso, o grande número de indivíduos em menores classes de diâmetro, reflete o pouco tempo em que a área está passando pelo processo de restauração. A distribuição da densidade dos indivíduos entre as classes de altura também é coerente com a fase inicial do projeto de restauração. Adicionalmente, esse indicador aponta um bom desenvolvimento inicial dos indivíduos arbóreos plantados, uma vez que a maioria deles fazem parte das classes de altura intermediária e superior.

Nesse contexto, vale ressaltar a importância do monitoramento nos primeiros anos da restauração florestal, pois permite o acompanhamento do crescimento e desenvolvimento das mudas plantadas e dos indivíduos provenientes da regeneração natural (Fiore et al., 2019; Rodrigues et al., 2010; Silva et al., 2016). Conforme mencionado anteriormente, um dos principais fatores que interferem na restauração da área se refere a cobertura de *U. decumbens*. Como a presença da braquiária normalmente se trata de uma grande ameaça ao sucesso da restauração florestal, a partir de avaliações periódicas, como as deste estudo, tem sido possível

identificar quais medidas são necessárias para garantir o crescimento das mudas e dos regenerantes, como adubação de cobertura e coroamento periódico, como a empresa já vem executando. Isso permite a alocação de recursos e de mão de obra de forma assertiva, contribuindo para continuidade do sucesso da restauração, constatado até o momento neste estudo, com redução de custos e em menor tempo.

5 CONCLUSÕES

Apesar de a área de estudo estar no início do processo de restauração florestal, pode-se concluir que ela apresenta alta diversidade e heterogeneidade florística, refletindo o investimento na qualidade do reflorestamento com plantio em área total. O predomínio da categoria sucessional das pioneiras e das secundárias iniciais, bem como da síndrome de dispersão zoocórica, juntamente com os resultados obtidos para os parâmetros de estrutura fitossociológica, indicam que a vegetação estudada tem alto potencial para seguir uma trajetória autossustentável na reconstrução da floresta. As ações de manutenção e monitoramento, entretanto, devem ser mantidas para que se garanta o crescimento e desenvolvimento dos indivíduos arbóreos plantados e regenerantes.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the order sand families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, p. 1–15, 2015.

BALESTRIN, D. et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 8–16, 2019.

BALESTRIN, D. Phytosociological study to evaluate the efficiency of the restoration measures in a mined area located in Minas Gerais – Brazil. *In*: BALESTRIN, Diego. **Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas sob influência da mineração**

de bauxita em Minas Gerais – Brasil. 2018. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2018. f. 28–45.

BARBOSA, J. B. M. et al. Control methods of *Brachiaria (Urochloa decumbens* stapf.) in an ecological restoration area in riparian forest, Federal District. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1491–1501, 2018.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. DE L.; MARTINS, S. V. Florística e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual secundária em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 493–503, 2011.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, p. 40-42, 1965.

CAMARRETTA, N. et al. Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. **New Forests**, v. 51, p. 573–596, 2020.

CAMPANHARO, Í. F. et al. Effects of forest restoration techniques on community diversity and aboveground biomass on area affected by mining tailings in Mariana, Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 22–30, 2020.

CARUGATI, L. et al. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. **Scientific Reports**, v. 8, p. 1–11, 2018.

CARVALHO, P. E. R. Aroeira-pimenteira: *Schinus terebinthifolius*. In: CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v. 1, p. 159–168.

CHAZDON, R. L. et al. Key challenges for governing forest and landscape restoration across different contexts. **Land Use Policy**, v. 104, p. 1–8, 2021.

COSIMO, L. H. E.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M. Suggesting priority areas in the buffer zone of Serra do Brigadeiro State Park for forest restoration compensatory to bauxite mining in Southeast Brazil. **Ecological Engineering**, v. 170, p. 1–11, 2021.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, p. 1–7, 2017.

EVANS, K.; GUARIGUATA, M. R.; BRANCALION, P. H. S. Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. **Conservation Biology**, v. 32, n. 3, p. 525–534, 2018.

IORE, N. V. et al. Monitoring of a seedling planting restoration in a Permanent Preservation Area of the Southeast Atlantic Forest Biome, Brazil. **Forests**, v. 10, n. 768, p. 1–12, 2019.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 17 mai. 2023.

FONSECA, W. S. Estudo fitossociológico de área em restauração ecológica no ambiente de mineração de bauxita, no sudeste do Brasil. *In*: FONSECA, Wesley da Silva. **Bioindicadores para avaliação e monitoramento da restauração ecológica de área em ambiente de mineração de bauxita, Mirai, MG**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2021. f. 50–74.

FRANCO, B. K. S. et al. Estrato de regeneração natural de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 38, n. 1, p. 31–40, 2014.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

GARCÍA, C.; ESPELTA, J. M.; HAMPE, A. Managing Forest regeneration and expansion at a time of unprecedented global change. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 2310–2315, 2020.

GONÇALVES, F. L. A. et al. Manual crowning versus cardboard in forest restoration: costs and effect on seedling development. **Planta Daninha**, v. 36, p. 1–10, 2018.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 1–7, 2020.

JESUS, A. A. et al. Crescimento e nodulação de *Enterolobium contortisiliquum* cultivado em solos de diferentes sistemas de uso no Sudoeste do Piauí. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 545–553, 2017.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de tabuleiros - ES. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 69–79, 2015.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Regeneração natural de Floresta Estacional Semidecidual em diferentes estágios sucessionais (Zona da Mata, MG, Brasil). **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 111–124, 2014.

LIMA, J. P. C.; LEÃO, J. R. A. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia Sul Ocidental. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 1, p. 70–79, 2013.

LINDENMAYER, D. Improving restoration programs through greater connection with ecological theory and better monitoring. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 50, p. 1–8, 2020.

LOPES, B. M. et al. Fitossociologia e estrutura de floresta em restauração, em área minerada, São Sebastião da Vargem Alegre, MG. **MG Biota**, v. 10, n. 4, p. 46–60, 2018.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração

florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2ª ed., Viçosa: Editora UFV, 2015. cap. 3, p. 70–101.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014.

MENDES, R. G. et al. A partial least squares-path model of environmental degradation in the Paraopeba River, for rainy seasons after the rupture of B1 tailings dam, Brumadinho, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 851, p. 1–14, 2022.

MIRANDA NETO, A. et al. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 869–878, 2012a.

MIRANDA NETO, A. et al. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 409–420, 2012b.

PACHECO, F. A. L. et al. Land degradation: multiple environmental consequences and routes to neutrality. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 5, p. 79–86, 2018.

PEÑA-DOMENE, M. et al. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **Plos One**, v. 9, n. 8, p. 1–6, 2014.

PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, p. 1–8, 2020.

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, p. 2212–2229, 2014.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da restauração florestal de uma APP degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194–203, 2015.

REIS, B. P. et al. Management recommendation generation for areas under forest restoration process through images obtained by UAV and LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, p. 1–12, 2019.

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 853–861, 2010.

RUBIN, B. D.; MANION, P. D.; FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 427–438, 2006.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1** – Campinas, Brasil. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A. Influence of environmental variables on the natural regeneration of a forest under restoration after bauxite mining and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 31–41, 2020.

SILVA, K. A. 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.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M. C. M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 217–222, 2014.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2013.

TEIXEIRA, D. B. S. et al. Spectro-temporal analysis of the Paraopeba River water after the tailings dam burst of the Córrego do Feijão mine, in Brumadinho, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 435, p. 1–13, 2021.

TOLEDO-ACEVES, T.; TRUJILLO-MIRANDA, A. L.; LÓPEZ-BARRERA, F. Tree regeneration in active and passive cloud forest restoration: functional groups and timber species. **Forest Ecology and Management**, v. 489, p. 1–8, 2021.

VALE 2022. **Reparação de Brumadinho avança para promover recuperação e compensação de danos sociais e ambientais**. Disponível em: <https://www.vale.com/pt/w/reparacao-de-brumadinho-avanca-para-promover-recuperacao-e-compensacao-de-danos-sociais-e-ambientais>. Acesso em: 28 out. 2023.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed., New York: Springer-Verlag, 1982.

VENZKE, T. S. et al. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da Mata Atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, p. 403–413, 2014.

VIANI, R. A. G. et al. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. **Natureza e Conservação**, v. 13, p. 41–46, 2015.

VILLARREAL-ROSAS, J. et al. Advancing systematic conservation planning for ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 35, n. 12, p. 1129–1139, 2020.

WEISKOPF, S. R. et al. Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 1–18, 2020.

ZHANG, D. Costs of delayed reforestation and failure to reforest. **New Forests**, v. 50, p. 57–70, 2019.

CAPÍTULO 2: MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM UMA ÁREA CILIAR, BRUMADINHO, MG

RESUMO: Este estudo teve como objetivo monitorar o desenvolvimento da vegetação, aos dois e 18 meses em restauração florestal, localizada em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar, em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. O estudo foi realizado em uma APP ciliar de 0,216 ha, pertencente à empresa Vale S.A. O monitoramento foi conduzido por meio de um inventário do tipo censo (100%), com avaliações aos dois e 18 meses após a implantação do projeto de restauração. Os levantamentos consistiram na identificação botânica e mensuração do diâmetro ao nível do solo de todas as mudas plantadas. Também foram avaliados os regenerantes arbóreos com altura igual ou superior a 0,30 m. Para cada avaliação, foram calculados índices de diversidade (Shannon - H' e Equabilidade de Pielou - J), taxas de mortalidade das mudas plantadas e parâmetros de estrutura horizontal (densidade relativa, dominância relativa e valor de cobertura). As espécies registradas foram classificadas em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Adicionalmente, foram estimados a biomassa acima do solo (AGB) e o estoque de carbono por espécie. Aos dois meses, 518 indivíduos (2.398 indivíduos ha^{-1}), 39 espécies e 18 famílias foram registrados, com H' de 3,08, J de 0,84 e taxa de mortalidade das mudas igual a 10,84%. Já aos 18 meses, foram encontrados 545 indivíduos (2.523 indivíduos ha^{-1}), 53 espécies e 21 famílias, com H' de 3,30, J de 0,83 e taxa de mortalidade das mudas igual a 18,53%. Em ambos os levantamentos, a maioria dos indivíduos foram pioneiros e houve destaque para a síndrome de dispersão zoocórica. Ao longo do monitoramento, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Iochroma arborescens* (L.) J.M.H. Shaw e *Peltophorum dubium* (Spreng.) apresentaram significativas contribuições na estrutura horizontal, AGB e estoque de carbono. Os indicadores monitorados apontaram que o reflorestamento ciliar apresenta bom desenvolvimento inicial, em decorrência das estratégias de plantio adotadas e das ações de manutenção. Entretanto, a manutenção e o monitoramento devem ser mantidos para garantir o desenvolvimento do processo de restauração e nortear intervenções adicionais necessárias.

Palavras-chave: Bioindicadores; Composição Florística; Estrutura Horizontal; Grupos Ecológicos; Biomassa Acima do Solo; Fixação de Carbono.

CHAPTER 2: MONITORING RIPARIAN FOREST RESTORATION, BRUMADINHO, MG

ABSTRACT: The objective of this study was to monitor the vegetation development, at two and 18 months in forest restoration, located in a Permanent Preservation Area (APP) in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. The study was carried out in a 0.216-ha riparian APP belonging by Vale S.A. Monitoring was conducted through a census-type inventory (100%), with assessments conducted at two and 18 months after restoration project implementation. The surveys included botanical identification and ground level diameter measurements of all planted seedlings. In addition, tree regenerants with a height equal to or greater than 0.30 meters were evaluated. For each assessment, diversity indices (Shannon - H' and Pielou Equability - J), seedling mortality rates and parameters of horizontal structure (relative density, relative dominance, and coverage value) were calculated. Species were classified into successional categories and dispersal syndromes. Aboveground biomass (AGB) and carbon stocks per species were also estimated. At two months, 518 individuals (2,398 individuals per hectare), 39 species and 18 families were recorded, with an H' of 3.08, J of 0.84 and seedling mortality rate of 10.84%. At 18 months, 545 individuals (2,523 individuals per hectare), 53 species and 21 families were found, with an H' of 3.30, J of 0.83 and seedling mortality rate of 18,53%. In both assessments, most individuals were pioneers, and there was a notable prevalence of the zoochoric dispersal syndrome. Throughout the monitoring period, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Iochroma arborescens* (L.) J.M.H. Shaw, and *Peltophorum dubium* (Spreng.) made significant contributions to the horizontal structure, AGB, and carbon stock. The monitored indicators indicated that the riparian reforestation has shown a good initial development, thanks to the planting strategies adopted and the maintenance efforts. However, maintenance and monitoring must continue to ensure the progress of the restoration process and to guide any additional interventions that may be needed.

Keywords: Bioindicators; Floristic Composition; Horizontal Structure; Ecological Groups; Above-Ground Biomass; Carbon Sequestration.

1 INTRODUÇÃO

A restauração de ecossistemas florestais trata-se de uma importante aliada do desenvolvimento sustentável, uma vez que auxilia na recuperação e manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas (Carlucci et al., 2020; Lamb, 2018). Dentre esses serviços, pode-se destacar a conservação da água e do solo, bem como a mitigação das mudanças climáticas, o que motiva ações, em nível nacional e mundial, com o objetivo de prevenir e reverter o processo de degradação ambiental (Brancalion et al., 2019; Hua et al., 2022). Recuperar a biodiversidade, estrutura e funcionalidade das florestas, demanda um entendimento da realidade de cada área e da paisagem que na qual está inserida (César et al., 2021; Crouzeilles et al., 2019). Dessa forma, para que se garanta o sucesso dos projetos de restauração florestal, é necessário adaptar as técnicas conforme os filtros ambientais e a resiliência de cada local (Martins, 2018).

Em decorrência da complexidade desse processo, mesmo com um planejamento assertivo, implantação bem executada e manutenção da área em restauração, é necessário que se realize as ações de avaliação e monitoramento. Apesar de terem sido negligenciadas no passado, as avaliações periódicas dos projetos são reconhecidas hoje como peça-chave no alcance dos objetivos dos programas de restauração (Camarretta et al., 2020). O monitoramento reflete como a área está respondendo as técnicas e aos métodos executados na implantação, além de permitir verificar a efetividade das ações de manutenção (Brancalion et al., 2015). Assim, é possível redirecionar a trajetória sucessional da área ainda nos primeiros anos de restauração, contribuindo para a redução dos recursos investidos (Reis et al., 2019).

Nesse sentido, diversos indicadores podem ser adotados para avaliar e acompanhar o desenvolvimento das áreas em restauração. Devido à crescente demanda para monitorar um grande volume de projetos de restauração, comumente pulverizados na paisagem, os indicadores vegetativos têm sido priorizados (Guerra et al., 2020). Isso se deve ao fato de serem capazes de fornecer informações valiosas sobre o processo de sucessão secundária, além da maior facilidade de obtenção quando comparados aos demais bioindicadores (Balestrin et al., 2019a). Dentre eles, pode-se destacar aqueles relacionados a composição florística, estrutura horizontal e classificação das espécies em grupos ecológicos (Fonseca, 2021; Lopes et al., 2018). Adicionalmente, em razão da elevada capacidade das áreas em restauração na fixação de carbono, indicadores relacionados ao acúmulo de biomassa e estimativa de estoque de

carbono, também se tornaram relevantes nesse contexto (Campanharo et al., 2021; Lisboa et al., 2020; Rocha et al., 2023).

O acompanhamento desses bioindicadores já nos primeiros meses após a implantação do projeto de restauração, permite nortear a tomada de decisão quanto as novas intervenções que deverão ser conduzidas (Evans et al., 2018; Reis et al., 2019; Zhang, 2019). Em adição, é possível identificar quais espécies estão contribuindo de forma significativa na recomposição da cobertura arbórea e traçar ações que possam ser replicadas em áreas similares (Albuquerque et al., 2022; Lindenmayer, 2020). Assim, este estudo teve como objetivo monitorar o desenvolvimento da vegetação, aos dois e 18 meses em restauração florestal, localizada em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar, em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

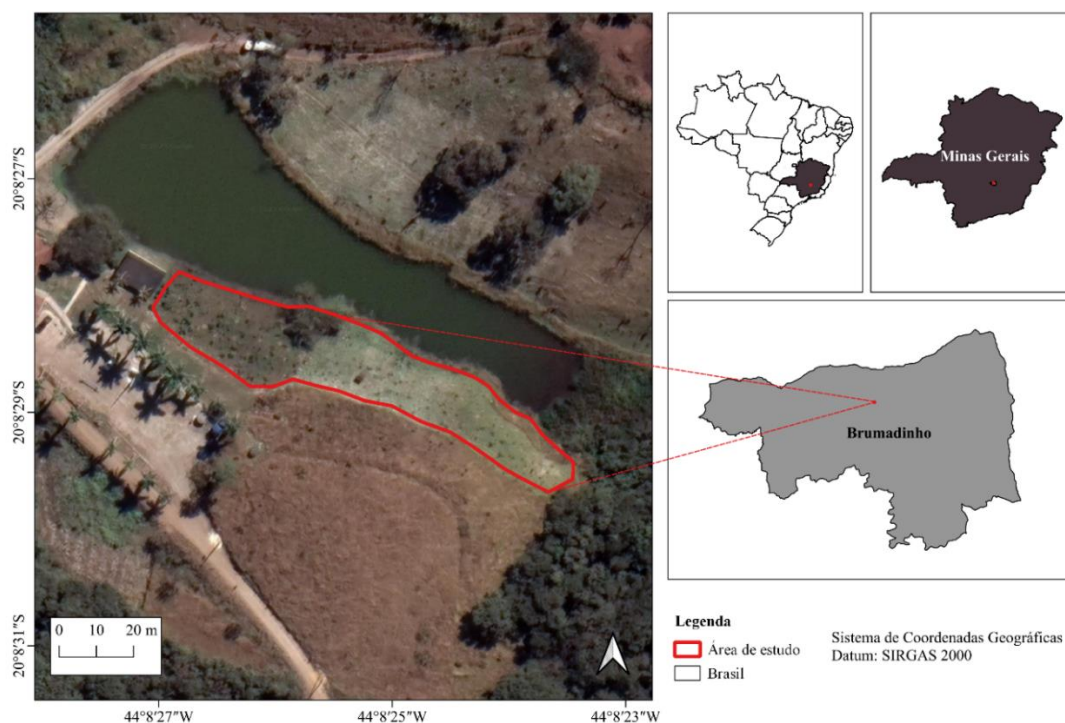
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo faz parte de um convênio entre a empresa Vale S.A. e o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV), tendo sido realizado em uma APP de 0,216 ha, localizada às margens de um açude (20° 8' 28.5468" S e 44° 8' 25.3500" W), em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). O clima da região, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como subtropical úmido, com invernos secos, verões quentes nas regiões Cwa e verões amenos nas regiões Cwb (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual oscila entre 19 e 23 °C (Mendes et al., 2022) e a precipitação média anual varia entre 1.103,4 e 1.512,1 mm (Teixeira et al., 2021).

A vegetação característica da região de estudo corresponde a Floresta Estacional Semidecidual, Domínio Floresta Atlântica, apresentando aspectos de transição com o Cerrado, como a presença da *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart., dentre outras espécies. Nesse contexto, vale destacar a existência de dois fragmentos florestais próximos ao local de estudo, ambos em bom estado de conservação. Um deles está localizado ao lado da APP ciliar, com, aproximadamente, 2,20 ha. O outro está situado a cerca de 45 m de distância da área estudada, com 4,20 ha, aproximadamente.

Figura 1 – Localização de uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



As primeiras intervenções de restauração florestal da APP ciliar foram conduzidas em julho de 2021, por meio do plantio de mudas em área total. Foram plantadas, inicialmente, 581 mudas pertencentes a 32 espécies nativas regionais (Tabela 1), o que confere uma densidade de plantio de 2689 mudas ha^{-1} . O espaçamento entre os indivíduos plantados foi próximo ao 2 x 2 m, com algumas linhas apresentando maior adensamento. Em todas as mudas foram fixados tutores de estacas de bambu. As mudas plantadas foram produzidas por meio de sementes coletadas em árvores matrizes localizadas nos fragmentos florestais da região de Brumadinho, Minas Gerais. Vale destacar que, anteriormente as ações de restauração, o local de estudo era ocupado por pastagem, constituída, majoritariamente, por braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster).

Tabela 1 – Composição das espécies plantadas em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica).

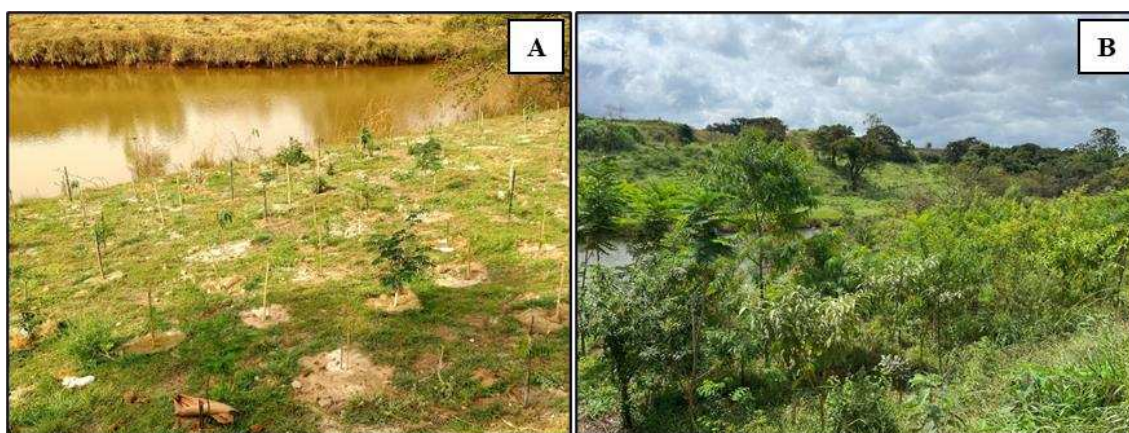
Família	Espécie	CS	SD
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Pi	Zoo
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Si	Zoo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	St	Ane
Asteraceae	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Pi	Ane
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Si	Ane
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Si	Ane
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Si	Zoo
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	Zoo
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Pi	Ane
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Pi	Aut
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Pi	Aut
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Si	Aut
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Si	Aut
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Si	Zoo
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	St	Aut
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Si	Zoo
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Si	Ane
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Pi	Aut
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	St	Zoo
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Si	Zoo
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Si	Ane
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pi	Aut
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Si	Ane
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pi	Aut
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Si	Aut	
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Si	Zoo
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	St	Zoo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	St	Ane
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Si	Ane
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Si	Ane
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Si	Zoo
Solanaceae	<i>Iochroma arborescens</i> (L.) J.M.H. Shaw	Pi	Zoo

2.2 Procedimentos de campo

O monitoramento da área de estudo foi conduzido por meio de um inventário do tipo censo (100%). Duas avaliações foram realizadas, sendo a primeira após dois meses do plantio

das mudas (Figura 2A) e a segunda aos 18 meses (Figura 2B). Os levantamentos consistiram na identificação botânica e na mensuração do diâmetro ao nível do solo (DNS) de todas as mudas plantadas. Adicionalmente, foram avaliados os indivíduos arbóreos regenerantes que apresentaram altura igual ou superior a 0,30 m. O DNS foi obtido por meio de um paquímetro digital.

Figura 2 – Imagens de uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar em processo de restauração florestal, aos dois (A) e 18 meses (B) após o plantio de mudas, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



2.3 Taxa de mortalidade

Em ambos os levantamentos, foram obtidas as respectivas taxas de mortalidade das mudas plantadas. A taxa de mortalidade foi calculada por meio da proporção dos indivíduos mortos em relação ao número de mudas plantadas, tendo sido considerados mortos aqueles que estavam ausentes no local da cova ou que apresentavam caule seco e desfolhado (Brancalion et al., 2015).

2.4 Composição florística e estrutura horizontal

As famílias registradas nos levantamentos foram atualizadas conforme o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (2016), sendo os nomes científicos, e seus respectivos autores, atualizados com base na Lista de Espécies da Flora do Brasil (Flora e Funga do Brasil 2023). A composição florística foi avaliada por meio da composição de espécies e da diversidade, sendo esta última verificada por meio do Índice de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J). A estrutura horizontal da APP ciliar, por sua vez, foi avaliada em nível de espécie.

Dessa forma, os seguintes parâmetros foram calculados: densidade relativa, dominância relativa e valor de cobertura. Os cálculos foram realizados por meio do *software* Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

2.5 Categorias sucessionais e síndromes de dispersão

As espécies foram classificadas em categorias sucessionais, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas semidecíduas brasileiras, sendo: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Além disso, as espécies foram categorizadas quanto suas síndromes de dispersão em anemocóricas, autocóricas e zoocóricas (Van der Pijl, 1982). Os gráficos de distribuição dos referidos grupos ecológicos entre as espécies e os indivíduos foram gerados com o auxílio do Microsoft Excel.

2.6 Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono

A biomassa acima do solo (AGB) foi calculada para todos os indivíduos registrados nos levantamentos, considerando-se hastes individuais. A equação adotada baseia-se no diâmetro da árvore (D, cm), na densidade da madeira (ρ , g.cm⁻³) e na variável ambiental (E) (Equação 1) (Chave et al., 2014).

$$AGB_{est} = \exp[-1,803 - 0,976E + 0,976 \ln(\rho) + 2,673 \ln(D) - 0,0299 [\ln(D)]^2] \quad (1)$$

A densidade da madeira para cada espécie foi obtida a partir da base de dados do *Global Wood Density Database*. Quando as informações em nível de espécie não estavam disponíveis, foram usadas as médias do gênero ou da família (Campanharo et al., 2021). A biomassa por espécie foi calculada por meio da soma da biomassa de todos os indivíduos de cada espécie, sendo o valor obtido convertido em megagramas por hectare (Mg ha⁻¹) (Rodrigues et al., 2020). Para a obtenção da estimativa do estoque de carbono na biomassa dos indivíduos, multiplicou-se os valores de AGB pelo fator 0,47, de acordo com o que é recomendado pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2006).

3 RESULTADOS

3.1 Taxa de mortalidade, composição florística e estrutura horizontal

Foram registrados, aos dois meses, 518 indivíduos (2.398 indivíduos ha⁻¹), 39 espécies e 18 famílias botânicas (Tabela 2). Nessa avaliação, não houve registro de indivíduos regenerantes. Em comparação com o número de mudas plantadas inicialmente na área, houve uma taxa de mortalidade igual a 10,84%, o que demandou ação de replantio das mudas que morreram. O Índice de Shannon foi igual a 3,08, enquanto a Equabilidade de Pielou foi de 0,84.

A família Fabaceae apresentou maior riqueza (17 espécies), seguida pela família Malvaceae (3). Em relação ao número de indivíduos por família, Fabaceae também se destacou, com 51,75% dos indivíduos, enquanto Anacardiaceae apresentou a segunda maior proporção (12,93%). As espécies com maiores números de indivíduos foram *Schinus terebinthifolia* Raddi (12,36%), *Iochroma arborescens* (L.) J.M.H. Shaw (10,04%) e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (9,65%). Quanto aos parâmetros de estrutura horizontal, seis espécies concentraram 54,00% do valor de cobertura, com destaque para *Schinus terebinthifolia* (12,24%), *Peltophorum dubium* (11,88%) e *Iochroma arborescens* (11,59%) (Tabela 2).

Tabela 2 – Composição e estrutura horizontal das espécies registradas em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar com dois meses em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura.

Família	Espécie	CS	SD	NI	DR	DoR	VC (%)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Pi	Zoo	64	12,36	12,11	12,24
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	Aut	50	9,65	14,09	11,88
Solanaceae	<i>Iochroma arborescens</i> (L.) J.M.H. Shaw	Pi	Zoo	52	10,04	13,14	11,59
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Pi	Aut	18	3,47	9,03	6,25
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Si	Ane	38	7,34	4,84	6,09
Fabaceae	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pi	Aut	25	4,83	7,09	5,96
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Si	Zoo	29	5,60	3,82	4,71
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Si	Ane	18	3,47	5,67	4,58
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pi	Aut	32	6,18	2,22	4,20
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Pi	Aut	20	3,86	2,81	3,34
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Si	Ane	22	4,25	1,96	3,11
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Si	Aut	24	4,63	1,35	2,99
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	St	Zoo	18	3,47	1,44	2,46

Fabaceae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Si	Ane	12	2,32	2,56	2,44
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Si	Ane	7	1,35	3,08	2,22
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	St	Ane	9	1,74	2,43	2,09
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Si	Ane	9	1,74	1,51	1,63
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Si	Zoo	10	1,93	1,13	1,53
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Si	Zoo	8	1,54	1,45	1,50
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	St	Zoo	9	1,74	1,06	1,40
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Pi	Ane	5	0,97	1,71	1,34
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Pi	Ane	6	1,16	0,44	0,80
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	St	Aut	4	0,77	0,76	0,77
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	St	Ane	5	0,97	0,40	0,69
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Si	Zoo	3	0,58	0,40	0,49
Asteraceae	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Pi	Ane	3	0,58	0,38	0,48
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Si	Aut	1	0,19	0,74	0,47
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Si	Ane	3	0,58	0,31	0,45
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Si	Zoo	3	0,58	0,27	0,43
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	St	Ane	2	0,39	0,35	0,37
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Si	Aut	1	0,19	0,40	0,30
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pi	Zoo	1	0,19	0,30	0,25
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	Pi	Zoo	1	0,19	0,19	0,19
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Si	Ane	1	0,19	0,19	0,19
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	Pi	Zoo	1	0,19	0,18	0,19
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Si	Zoo	1	0,19	0,08	0,14
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	St	Zoo	1	0,19	0,04	0,12
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Si	Zoo	1	0,19	0,03	0,12
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	St	Zoo	1	0,19	0,03	0,11

No segundo levantamento, aos 18 meses, foram avaliados 545 indivíduos (2.523 indivíduos ha⁻¹), 53 espécies e 21 famílias botânicas (Tabela 3). Dentre as espécies encontradas, uma foi reconhecida apenas ao nível de família. Do total dos indivíduos registrados, 16 deles foram provenientes da regeneração natural. Os regenerantes foram reconhecidos em seis espécies, sendo que quatro dessas não foram correspondentes as espécies do plantio ou do replantio. Em relação a primeira avaliação, foi registrada uma taxa de mortalidade igual a 18,53%, tendo sido recomendado novo replantio. Nesse sentido, vale destacar que o único indivíduo plantado de *Didymopanax morototoni* (Aubl.) Decne. & Planch. e os três de *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish morreram. Entre as duas avaliações, foi conduzido o replantio de 107 mudas de 34 espécies, sendo que 12 delas ainda não estavam presentes na

área. A vegetação ciliar implantada aos 18 meses apresentou Índice de Shannon igual a 3,30 e a Equabilidade de Pielou foi de 0,83.

Fabaceae se destacou por apresentar maior riqueza (19 espécies), seguida pela família Bignoniaceae (5). Também houve destaque da família Fabaceae na abundância de indivíduos (46,06%), sendo Anacardiaceae a segunda família com maior proporção (13,03%). As espécies com maiores proporções de indivíduos foram: *S. terebinthifolia* (12,11%), *I. arborescens* (10,09%), *Inga laurina* (Sw.) Willd. (9,36%) e *P. dubium* (9,17%). Em relação aos parâmetros de estrutura horizontal, as seguintes espécies concentraram 52,42% do valor de cobertura: *S. terebinthifolia* (18,71%), *I. arborescens* (14,68%), *P. dubium* (12,14%) e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (6,88%) (Tabela 3).

Tabela 3 – Composição e estrutura horizontal das espécies registradas em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar com 18 meses em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada; NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura.

Família	Espécie	CS	SD	NI	DR	DoR	VC (%)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Pi	Zoo	66	12,11	25,31	18,71
Solanaceae	<i>Iochroma arborescens</i> (L.) J.M.H. Shaw	Pi	Zoo	55	10,09	19,27	14,68
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	Aut	50	9,17	15,11	12,14
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Pi	Aut	19	3,49	10,27	6,88
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Si	Zoo	51	9,36	3,16	6,26
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Pi	Aut	18	3,30	4,77	4,04
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Si	Ane	19	3,49	3,87	3,68
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Si	Ane	27	4,95	0,93	2,94
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Si	Ane	18	3,30	1,64	2,47
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pi	Aut	15	2,75	1,86	2,31
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Si	Aut	17	3,12	0,80	1,96
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Si	Zoo	15	2,75	0,66	1,71
Fabaceae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Si	Ane	13	2,39	0,71	1,55
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	St	Ane	11	2,02	1,02	1,52
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Pi	Ane	13	2,39	0,63	1,51
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Pi	Ane	5	0,92	1,93	1,42
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Si	Zoo	8	1,47	0,81	1,14
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Si	Ane	9	1,65	0,61	1,13

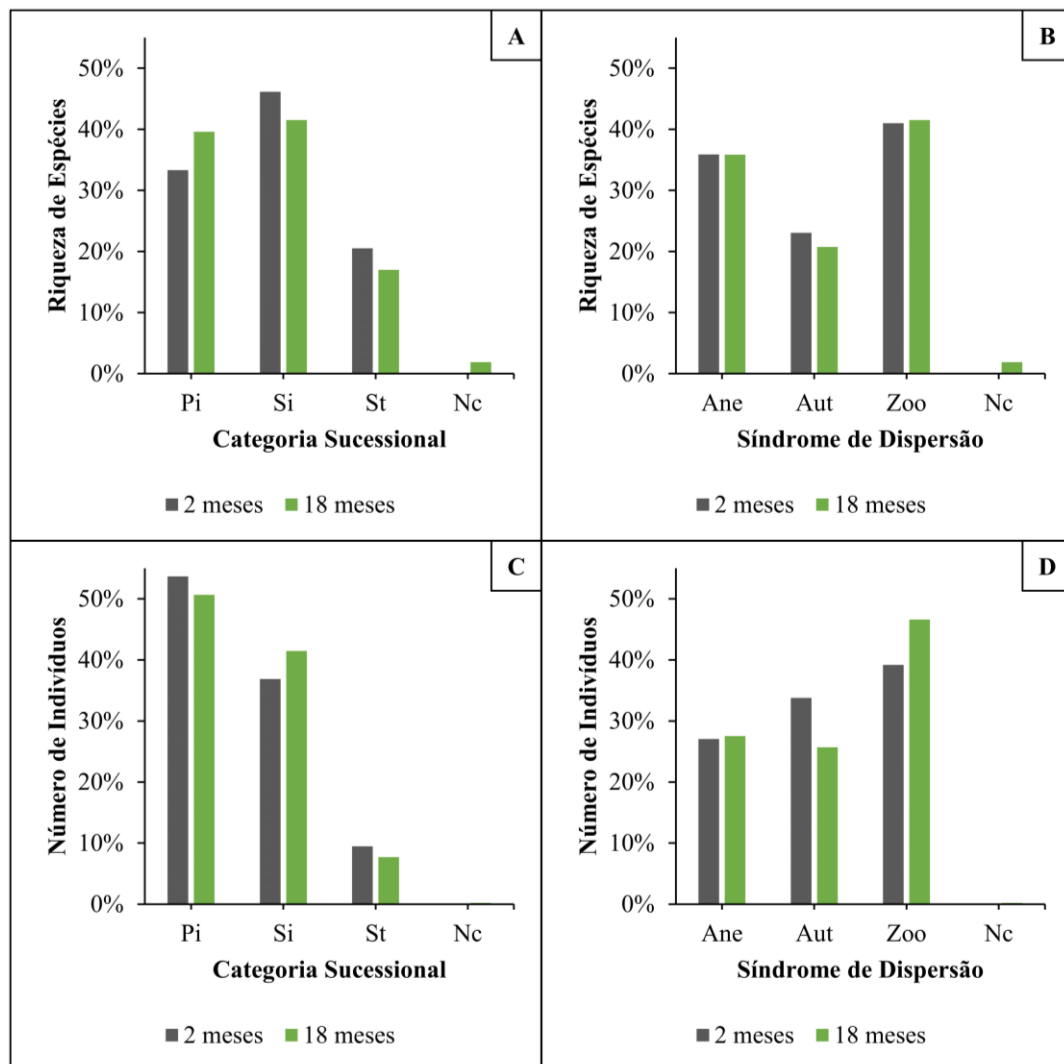
Fabaceae	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pi	Aut	9	1,65	0,55	1,10
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Si	Ane	9	1,65	0,50	1,08
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Si	Ane	10	1,83	0,24	1,04
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	St	Zoo	8	1,47	0,46	0,97
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	St	Zoo	8	1,47	0,36	0,91
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Pi	Zoo	4	0,73	0,63	0,69
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Si	Aut	1	0,18	1,10	0,64
Areceaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Pi	Zoo	6	1,10	0,14	0,62
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Si	Zoo	6	1,10	0,14	0,62
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	Pi	Zoo	3	0,55	0,65	0,60
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Si	Zoo	6	1,10	0,05	0,58
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Si	Zoo	4	0,73	0,29	0,52
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Pi	Aut	3	0,55	0,36	0,46
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	St	Aut	4	0,73	0,07	0,40
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Si	Ane	3	0,55	0,16	0,36
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	St	Ane	3	0,55	0,04	0,30
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	St	Zoo	3	0,55	0,04	0,30
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Si	Aut	3	0,55	0,03	0,29
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	St	Ane	2	0,37	0,09	0,23
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	Zoo	2	0,37	0,07	0,22
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Si	Ane	2	0,37	0,05	0,21
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	Pi	Zoo	2	0,37	0,03	0,20
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Si	Ane	2	0,37	0,01	0,19
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	St	Zoo	2	0,37	0,01	0,19
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Pi	Zoo	1	0,18	0,13	0,16
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Pi	Zoo	1	0,18	0,10	0,15
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pi	Aut	1	0,18	0,10	0,14
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Si	Ane	1	0,18	0,07	0,13
Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Pi	Ane	1	0,18	0,07	0,13
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Si	Zoo	1	0,18	0,05	0,12
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pi	Zoo	1	0,18	0,02	0,10
Myrtaceae	Myrtaceae	Nc	Nc	1	0,18	0,01	0,10
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Si	Ane	1	0,18	0,01	0,10
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	St	Zoo	1	0,18	0,00	0,10
Melastomataceae	<i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don	Pi	Ane	1	0,18	0,01	0,10

3.2 Categorias sucessionais e síndromes de dispersão

Em relação a proporção da riqueza de espécies por categoria sucessionais, houve destaque das secundárias iniciais na primeira e na segunda avaliação, com 46,15% e 41,51%,

respectivamente (Figura 3A). No que se refere as síndromes de dispersão, a maioria das espécies foram classificadas como zoocóricas em ambos os levantamentos, com proporções em torno de 41,00% (Figura 3B). Já entre os indivíduos, houve destaque para a categoria sucessional das pioneiras nas duas avaliações, representando mais de 50,00% dos indivíduos registrados (Figura 3C). A zoocoria, por sua vez, foi a síndrome de dispersão com maior abundância em ambos os levantamentos, exibindo um aumento de 7,42% entre os dois e 18 meses após a implantação do projeto de restauração (Figura 3D).

Figura 3 – Relação proporcional da riqueza de espécies (A e B) e do número de indivíduos (C e D), por categoria sucessional e síndrome de dispersão, de uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar em processo de restauração florestal, aos dois e 18 meses após o plantio de mudas, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.



3.3 Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono

Após dois meses em processo de restauração florestal, a vegetação da APP ciliar apresentou 0,1923 Mg ha⁻¹ de biomassa acima do solo, com a estimativa do estoque de carbono igual a 0,0904 Mg ha⁻¹ (Tabela 4). Do total, cinco espécies foram responsáveis por estocar 55,36% do carbono, sendo: *P. dubium* (17,87%), *S. terebinthifolia* (11,13%), *I. arborescens* (10,47%), *Enterolobium contortisiliquum* (8,47%) e *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby (7,43%).

Tabela 4 – Biomassa acima do solo e estimativa de estoque de carbono das espécies registradas em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar com dois meses em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. AGB: biomassa acima do solo; C: estimativa de estoque de carbono.

Espécie	AGB (Mg ha ⁻¹)	C (Mg ha ⁻¹)	C (%)
<i>Peltophorum dubium</i>	0,0344	0,0162	17,87
<i>Schinus terebinthifolia</i>	0,0214	0,0101	11,13
<i>Iochroma arborescens</i>	0,0201	0,0095	10,47
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0,0163	0,0077	8,47
<i>Senna macranthera</i>	0,0143	0,0067	7,43
<i>Dalbergia nigra</i>	0,0116	0,0054	6,01
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,0102	0,0048	5,30
<i>Plathymenia reticulata</i>	0,0101	0,0048	5,26
<i>Inga laurina</i>	0,0061	0,0028	3,15
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	0,0056	0,0026	2,89
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,0051	0,0024	2,63
<i>Croton urucurana</i>	0,0038	0,0018	1,98
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	0,0034	0,0016	1,75
<i>Lafoensia pacari</i>	0,0033	0,0016	1,73
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,0032	0,0015	1,66
Outras espécies (24)	0,0236	0,0111	12,28
Total	0,1923	0,0904	100,00

Já aos 18 meses após a implantação do projeto de restauração, a vegetação da APP ciliar exibiu biomassa acima do solo igual a 9,3608 Mg ha⁻¹, com estoque de carbono estimado de 4,3996 Mg ha⁻¹ (Tabela 5). Nessa avaliação, apenas três espécies acumularam 66,26% do carbono estocado, sendo: *S. terebinthifolia* (29,69%), *P. dubium* (19,61%), *I. arborescens* (16,96%).

Tabela 5 – Biomassa acima do solo e estimativa de estoque de carbono das espécies registradas em uma Área de Preservação Permanente (APP) ciliar com 18 meses em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. AGB: biomassa acima do solo; C: estimativa de estoque de carbono.

Espécie	AGB (Mg ha ⁻¹)	C (Mg ha ⁻¹)	C (%)
<i>Schinus terebinthifolia</i>	2,7788	1,3060	29,69
<i>Peltophorum dubium</i>	1,8357	0,8628	19,61
<i>Iochroma arborescens</i>	1,5875	0,7461	16,96
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0,7867	0,3698	8,40
<i>Croton urucurana</i>	0,3734	0,1755	3,99
<i>Plathymenia reticulata</i>	0,3030	0,1424	3,24
<i>Inga laurina</i>	0,2302	0,1082	2,46
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,1785	0,0839	1,91
<i>Lafoensia pacari</i>	0,1442	0,0678	1,54
<i>Senna multijuga</i>	0,1395	0,0656	1,49
<i>Ceiba speciosa</i>	0,1390	0,0653	1,48
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,0778	0,0366	0,83
<i>Dalbergia nigra</i>	0,0762	0,0358	0,81
<i>Anadenanthera peregrina</i>	0,0673	0,0316	0,72
<i>Terminalia argentea</i>	0,0569	0,0267	0,61
Outras espécies (38)	0,5861	0,2755	6,26
Total	9,3608	4,3996	100,00

4 DISCUSSÃO

As taxas de mortalidade deste estudo foram inferiores a outras pesquisas realizadas em áreas de Floresta Estacional Semidecidual no início do processo de restauração, via plantio de mudas em área total (Rodrigues et al., 2010; Schievenin et al., 2012; Silva et al., 2016). Diversos fatores influenciam a mortalidade inicial de mudas plantadas, estando os mesmos relacionados tanto com características da área em restauração, quanto com as operações de plantio. De forma geral, no que se refere às condições de uma determinada área em restauração, pode-se destacar o histórico de uso da terra, a presença de fatores de degradação, como espécies invasoras e entrada de gado bovino, e a falta de manutenção (Silva et al., 2016). Em relação aos plantios de mudas, pode-se considerar o preparo do solo, época de plantio, adaptabilidade genética das mudas às condições edafoclimáticas locais, espécies plantadas, bem como suas respectivas categorias sucessionais (Gerber et al., 2023; Martins et al., 2020; Salomão et al., 2014).

No caso da APP ciliar em restauração do presente estudo, embora a mortalidade tenha sido relativamente baixa, as mudas que morreram provavelmente sofreram com a competição

com a braquiária. As braquiárias (*Urochloa* spp.) comumente estão associadas ao baixo desenvolvimento e mortalidade de mudas de espécies arbóreas nativas (Barbosa et al., 2018; Sobanski; Marques, 2014;). Além das vantagens competitivas no uso dos recursos de crescimento disponíveis, gramíneas exóticas do gênero *Urochloa* apresentam rápido incremento de biomassa, proporcionando sombreamento das mudas plantadas (Weidlich et al., 2020). Cabe ressaltar que, na área de estudo, como em muitas outras destinadas à restauração florestal, a braquiária (neste caso *Urochloa decumbens*) já estava presente, uma vez que o reflorestamento foi realizado em pastagem abandonada.

Nesse contexto, vale destacar as estratégias que foram adotadas na área de estudo, como o plantio das mudas em espaçamentos reduzidos e o uso de mudas provenientes de matrizes da própria região. Uma maior densidade de indivíduos adaptados as condições climáticas e edáficas locais, tende a favorecer o desenvolvimento das mudas e promover o sombreamento das gramíneas em menor tempo. Dessa forma, tais cuidados provavelmente contribuíram para que este estudo obtivesse menores taxas de mortalidade em comparação com áreas similares.

As ações de manutenção são essenciais para o alcance do sucesso da restauração (Rodrigues et al., 2010; Silva et al., 2016). Nesse sentido, nos primeiros anos após a implantação dos reflorestamentos tradicionais, duas atividades merecem destaque: controle da matocompetição e replantio. No caso da área de estudo, é importante ressaltar a necessidade de se manter as ações de controle mecânico da braquiária, até que a maioria dos indivíduos plantados e regenerantes consigam superar a competição por luz, água e nutrientes. Por sua vez, em relação as ações de replantio, foi verificado o plantio de novas mudas no segundo levantamento, garantindo a manutenção da elevada densidade de indivíduos na área. Portanto, as possíveis consequências da mortalidade de parte das mudas foram mitigadas e o replantio, inclusive, proporcionou o enriquecimento da área a partir da introdução de outras espécies.

A regeneração natural trata-se de um dos principais indicadores de monitoramento da restauração, uma vez que fornece informações sobre a direção do processo de sucessão secundária (Campos; Martins, 2016; Silva et al., 2020; Siminski et al., 2021). Além disso, a avaliação do avanço da regeneração permite entender as barreiras que impedem a chegada de propágulos e o desenvolvimento dos regenerantes (Piaia et al., 2020). Assim, o fato de não terem sido registrados indivíduos regenerantes no primeiro levantamento, indica que, possivelmente, a presença da braquiária atuou como um dos principais filtros a regeneração

natural (Campanharo et al., 2020). Por sua vez, o recrutamento e crescimento dos regenerantes entre a primeira e a segunda avaliação indicam que a APP ciliar, ainda que de forma incipiente, começou a expressar sua capacidade de autorrecuperação. Diferentes fatores podem ter contribuído nesse sentido, como a realização de roçadas e coroamentos periódicos e o crescimento das mudas plantadas, sendo que parte delas já estão promovendo sombreamento por meio do desenvolvimento de suas copas.

Em relação a composição florística, a riqueza de espécies encontrada aos dois meses neste estudo foi superior a outras pesquisas em áreas em restauração na Floresta Estacional Semidecidual (Balestrin, 2018; Fonseca, 2021; Rodrigues et al., 2010). Isso também foi observado aos 18 meses (Lopes et al., 2018; Rodrigues et al., 2010; Silva et al., 2016). No que se refere a diversidade, os valores do Índice de Shannon e da Equabilidade de Pielou refletem que, em ambos os levantamentos, a APP ciliar apresentou boa diversidade florística e heterogeneidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies. O aumento do Índice de Shannon observado entre as avaliações foi decorrente do maior número de indivíduos e da maior riqueza encontrados aos 18 meses, resultado da regeneração natural e das ações de replantio.

O predomínio da família Fabaceae na riqueza de espécies e na abundância de indivíduos, em ambos os levantamentos, foi observado em outras áreas em restauração e em áreas restauradas (Balestrin et al., 2019b; Braga et al., 2011; Fonseca, 2021; Silva et al., 2016). Espécies dessa família são comumente priorizadas nas listas de plantio, em decorrência da capacidade que muitas delas apresentam de se associarem com bactérias fixadoras de nitrogênio. Como consequência, espera-se a melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo, o que facilitará o desenvolvimento das outras espécies já presentes na área, bem como a colonização por espécies tardias de sucessão (Balestrin et al., 2019b; Fonseca, 2021).

A maior proporção dos indivíduos da categoria sucessional das pioneiras na área deste estudo, em ambas as avaliações, trata-se de um importante indicador do processo de restauração florestal (Martínez-Ramos et al., 2021). De forma geral, espécies pioneiras são muito intolerantes a sombra, além de serem pouco exigentes quanto a fertilidade do solo (Martins, 2014). Como consequência, são capazes de se desenvolver em ambientes perturbados, fornecendo melhorias microclimáticas e edáficas nas áreas em sucessão secundária. Nesse sentido, considerando-se o modelo sucessional de facilitação, as pioneiras promovem melhorias

ao ambiente, favorecendo o estabelecimento de espécies tardias (Piaia et al., 2020). Entretanto, vale destacar que é necessário realizar o monitoramento desse processo de substituição florística. No caso da APP ciliar deste estudo, recomenda-se manter as avaliações de crescimento e desenvolvimento das espécies arbóreas presentes na área. A partir disso, será possível nortear possíveis novas intervenções, como, por exemplo, a realização de plantios de enriquecimento.

Em resposta a fragmentação de habitats, a ausência da chegada de propágulos consiste em um dos principais fatores que restringem o desenvolvimento dos estágios iniciais da sucessão secundária (García et al., 2020). Nesse contexto, a elevada representatividade da zoocoria neste estudo, aos dois e 18 meses, mostra-se relevante no processo de reconstrução de um ecossistema florestal autossustentável (Campos et al., 2012; Monteiro et al., 2022). Por meio da produção de frutos e sementes, que inclusive já foi observada para algumas espécies na segunda avaliação, espera-se que as árvores zoocóricas atuem na atração da fauna dispersora local. Consequentemente, os dispersores poderão proporcionar o enriquecimento natural da área, contribuindo na troca de carga genética com as populações dos fragmentos florestais do entorno (Magnago et al., 2015), uma vez que nas proximidades da área ciliar existem remanescentes florestais.

Quanto aos parâmetros de estrutura horizontal avaliados, vale ressaltar que três espécies obtiveram destaque ao longo do monitoramento da APP ciliar: *S. terebinthifolia*, *I. arborescens* e *P. dubium*. Isso também foi observado nas avaliações da biomassa acima do solo e da estimativa de estoque de carbono, apontando que essas três espécies têm desempenhado papel-chave na restauração da área do presente estudo. Tais espécies são pioneiras e foram introduzidas via plantio de mudas, sendo que apenas *I. arborescens* também apresentou indivíduos no estrato de regeneração natural.

Dentre as principais características de *S. terebinthifolia*, destaca-se sua plasticidade de colonização, podendo se estabelecer em diferentes condições de sítio, e seu rápido crescimento (Carvalho, 2003a). Os indivíduos, quando adultos, podem atingir 15 m de altura e 60 cm de DAP (diâmetro à altura do peito) e são comumente encontrados em capoeiras e florestas secundárias (Carvalho, 2003a). Em decorrência disso, essa espécie é comumente plantada em áreas de restauração. Assim, conforme observado neste estudo, um dos principais fatores que contribuíram para que *S. terebinthifolia* permanecesse com o maior valor de cobertura foi o seu incremento de diâmetro entre dois e 18 meses, refletindo em uma elevada dominância relativa.

Seu rápido crescimento entre os levantamentos também contribuiu para que essa espécie tenha exibido maior acúmulo de biomassa e carbono fixado na segunda avaliação, superando *P. dubium*, espécie que apresentou maior contribuição aos dois meses.

O desenvolvimento de *P. dubium* e seu desempenho na fixação de carbono já foi destacado em outros estudos em áreas de restauração florestal, sendo apontada como espécie-chave na recuperação de áreas degradadas e consequente mitigação das mudanças climáticas (Albuquerque et al., 2022; Rocha et al., 2023). Dentre os aspectos que colaboram com tais características, destaca-se a capacidade de ocorrência em diferentes tipos de solo, crescimento rápido e produção de madeira densa (Carvalho, 2003b). Na idade adulta, pode alcançar 40 m de altura e 300 cm de DAP, sendo considerada uma espécie com indivíduos longevos (Carvalho, 2003b). Dessa forma, *P. dubium* demonstra-se uma espécie relevante no processo de restauração da APP ciliar deste estudo. Isso decorre da alta capacidade de fixação de carbono ao longo do crescimento dessa espécie, já refletida nos dois primeiros meses após o plantio das mudas na área do presente estudo.

A espécie *I. arborescens*, por sua vez, é conhecida por habitar áreas abertas, capoeiras e formações secundárias (Stehmann, 2023). Esses aspectos, aliados a atratividade dos frutos a avifauna, fazem com que a referida espécie seja indicada na recuperação e restauração de áreas degradadas (Aximoff et al., 2020). O fato dessa espécie superar o valor de cobertura de *P. dubium* no segundo levantamento, está relacionado, principalmente, com seu rápido crescimento em diâmetro entre as duas avaliações. Apesar disso, a biomassa e o carbono fixado permaneceram inferiores que *P. dubium*, devido a sua menor densidade da madeira.

Nesse contexto, conforme observado no presente estudo, vale destacar que espécies arbóreas apresentam variações nos padrões de crescimento e de alocação de biomassa (Rocha et al., 2023). Essa diferença é ainda maior entre espécies de categorias sucessionais distintas. Espécies pioneiras são conhecidas pela capacidade de acumular maior quantidade de biomassa em um curto período, sendo as principais responsáveis pelo estoque de carbono nos primeiros anos de restauração (Ferez et al., 2015; Shimamoto et al., 2014). Já as espécies não pioneiras acumulam menos biomassa em um mesmo período, quando comparadas com as pioneiras, apresentando, no entanto, maiores contribuições em estágios mais avançados de sucessão (Balestrin et al., 2021; Shimamoto et al., 2014).

5 CONCLUSÕES

A partir dos indicadores avaliados no monitoramento da vegetação da APP em restauração, pode-se concluir que a vegetação implantada na área ciliar apresenta ótimo desenvolvimento inicial, em resposta as estratégias de plantio adotadas e as ações de manutenção. As análises de composição florística, categorias sucessionais e síndromes de dispersão, reforçaram a importância de se selecionar espécies nativas regionais, em sua maioria pioneira e zoocórica, uma vez que favorecem o desenvolvimento e estabelecimento inicial do plantio e o enriquecimento natural, como já vem acontecendo na área.

As avaliações da estrutura horizontal, biomassa acima do solo e estimativa de estoque de carbono, apontaram que as espécies *Schinus terebinthifolia*, *Iochroma arborescens* e *Peltophorum dubium* estão contribuindo significativamente para a restauração da área de estudo. Porém, para garantir o sucesso deste projeto de restauração, recomenda-se que as ações de manutenção, principalmente o coroamento dos indivíduos arbóreos, permaneçam sendo realizadas. Além disso, outras avaliações deverão ser conduzidas para acompanhar o processo de restauração ao longo do tempo, com o objetivo de corrigir a trajetória sucessional da área caso necessário, como a execução de novos plantios de enriquecimento, por exemplo.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, T. P. et al. Sobrevivência e estoque de carbono de espécies florestais em plantio de neutralização na região de Mata Atlântica. In: OLIVEIRA, J. R. (Ed.). **Recursos hídricos: gestão, planejamento e técnicas em pesquisa**. Editora Científica Digital, 2022, cap. 14, p. 190–204.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the order and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

AXIMOFF, I. A.; SOARES, H. M.; BERNADELLO, G. *Acnistus arborescens* (Solanaceae): An important food resource for birds in an Atlantic Forest site, Southeastern Brazil. **Rodriguésia**, v. 71, p. 1–14, 2020.

BALESTRIN, D. Phytosociological study to evaluate the efficiency of the restoration measures in a mined area located in Minas Gerais – Brazil. In: BALESTRIN, Diego.

Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas sob influência da mineração de bauxita em Minas Gerais – Brasil. 2018. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2018. f. 28–45.

BALESTRIN, D. et al. Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. **Revista Árvore**, v. 43, n. 4, p. 1–11, 2019a.

BALESTRIN, D. et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 8–16, 2019b.

BALESTRIN, D. et al. Brazilian atlantic forest carbon stocks undergoing active restoration after bauxite mining exploration: a trait-based approach. In: OLIVEIRA, R. J. (Ed.). **Águas e florestas: desafios para a conservação e utilização**. Guarujá: Editora Científica, 2021, cap. 8, p. 115–130.

BARBOSA, J. B. M. et al. Control methods of *Brachiaria (Urochloa decumbens* stapf.) in an ecological restoration area in riparian forest, Federal District. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1491–1501, 2018.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. DE L.; MARTINS, S. V. Florística e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual secundária em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 493–503, 2011.

BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2 a ed., Viçosa: Editora UFV, 2015. cap. 9, p. 262–292.

BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, p. 1–11, 2019.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, p. 40–42, 1965.

CAMARRETTA, N. et al. Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. **New Forests**, v. 51, p. 573–596, 2020.

CAMPANHARO, Í. F. et al. Effects of forest restoration techniques on community diversity and aboveground biomass on area affected by mining tailings in Mariana, Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 22–30, 2020.

CAMPANHARO, Í. F. et al. Functional composition enhances aboveground biomass stock undergoing active forest restoration on mining tailings in Mariana, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 5, 2021.

CAMPOS, W. H. et al. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 429–440, 2012.

CAMPOS, W. H.; MARTINS, S. V. Estrato de regeneração natural como indicador do processo de restauração em área de compensação ambiental pela mineração de calcário, município de Barroso, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 189–196, 2016.

CARLUCCI, M. B. et al. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1372–1383, 2020.

CARVALHO, P. E. R. Aroeira-pimenteira: *Schinus terebinthifolius*. In: CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, Colombo: Embrapa Florestas, 2003a. v. 1, p. 159–168.

CARVALHO, P. E. R. Canafístula: *Peltophorum dubium*. In: CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, Colombo: Embrapa Florestas, 2003b. v. 1, p. 280–291.

CÉSAR, R. G. et al. Forest and landscape restoration: A review emphasizing principles, concepts, and practices. **Land**, v. 10, n. 28, p. 1–22, 2021.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, p. 3177–3190, 2014.

CROUZEILLES, R. et al. A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, p. 2675–2686, 2019.

EVANS, K.; GUARIGUATA, M. R.; BRANCALION, P. H. S. Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. **Conservation Biology**, v. 32, n. 3, p. 525–534, 2018.

FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40–45, 2015.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 17 mai. 2023.

FONSECA, W. S. Estudo fitossociológico de área em restauração ecológica no ambiente de mineração de bauxita, no sudeste do Brasil. In: FONSECA, Wesley da Silva. **Bioindicadores para avaliação e monitoramento da restauração ecológica de área em ambiente de mineração de bauxita, Mirai, MG**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2021. f. 50–74.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessionar das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

GARCÍA, C.; ESPELTA, J. M.; HAMPE, A. Managing forest regeneration and expansion at a time of unprecedented global change. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 2310–2315, 2020.

GERBER, D. et al. Evaluating tree survival and modeling initial growth for Atlantic Forest restoration. **Ciência Rural**, v. 53, n. 7, 2023.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 1–7, 2020.

HUA, F. et al. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. **Science**, v. 376, p. 839–844, 2022.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: agriculture, forestry and other land use. Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006. v.4.

LAMB, D. Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 657–666, 2018.

LINDENMAYER, D. Improving restoration programs through greater connection with ecological theory and better monitoring. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 50, p. 1–8, 2020.

LISBOA, T. F. B.; CIELO-FILHO, R.; CÂMARA, C. D. Applicability of monitoring protocols developed for active restoration projects in the evaluation of passive restoration of a subtropical riparian forest in Brazil. **Tropical Ecology**, 2020.

LOPES, B. M. et al. Fitossociologia e estrutura de floresta em restauração, em área minerada, São Sebastião da Vargem Alegre, MG. **MG Biota**, v. 10, n. 4, p. 46–60, 2018.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2a ed., Viçosa: Editora UFV, 2015. cap. 3, p. 70–101.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. et al. Demographic differentiation among pioneer tree species during secondary succession of a Neotropical rainforest. **Journal of Ecology**, v. 109, p. 3572–3586, 2021.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014.

MARTINS, S. V. Alternative forest restoration techniques. In: VIANA, H.; GARCÍAMOROTE, A. (Eds.). **New perspectives in forest science**. London: IntechOpen, 2018. cap. 7, p. 131–148.

MARTINS, W. B. R. et al. Survival, growth and regeneration of forest species in mining areas in the Eastern Amazonia. **Scientia Plena**, v. 16, n. 6, p. 1–13, 2020.

MENDES, R. G. et al. A partial least squares-path model of environmental degradation in the Paraopeba River, for rainy seasons after the rupture of B1 tailings dam, Brumadinho, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 851, p. 1–14, 2022.

MONTEIRO, E. C. S. et al. Forest cover and connectivity have pervasive effects on the maintenance of evolutionary distinct interactions in seed dispersal networks. **Oikos**, p. 1–10, 2022.

PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, p. 1–8, 2020.

REIS, B. P. et al. Forest restoration monitoring through digital processing of high resolution images. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 178–186, 2019.

ROCHA, M. H. F. F. et al. Análise fitossociologia e valor de importância em carbono de áreas em restauração florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil. **DELLOS**, v. 16, n. 47, p. 2526–2548, 2023.

RODRIGUES, A. C. et al. Fine-scale habitat differentiation shapes the composition, structure and aboveground biomass but not species richness of a tropical Atlantic Forest. **Journal of Forestry Research**, v. 31, n. 5, p. 1599–1611, 2020.

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 853–861, 2010.

SALOMÃO, R. P.; BRIENZA JÚNIOR, S.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em Unidade de Conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, v. 38, n. 1, p. 1–24, 2014.

SCHIEVENIN, D. F. et al. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 19, n. 1, p. 95–108, 2012.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1** – Campinas, Brasil. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1–9, 2014.

SILVA, K. A. 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.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A. Influence of environmental variables on the natural regeneration of a forest under restoration after bauxite mining and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 31–41, 2020.

SIMINSKI, A. et al. Dynamics of natural regeneration: implications for landscape restoration in the Atlantic Forest, Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, p. 1–15, 2021.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M. C. M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 217–222, 2014.

STEHMANN, J. R. *Iochroma* in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB608913>. Acesso em: 09 out. 2023.

TEIXEIRA, D. B. S. et al. Spectro-temporal analysis of the Paraopeba River water after the tailings dam burst of the Córrego do Feijão mine, in Brumadinho, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 435, p. 1–13, 2021.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed., New York: Springer-Verlag, 1982.

WEIDLICH, E. W. A. et al. Controlling invasive plant species in ecological restoration: a global review. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 1806–1817, 2020.

ZHANG, D. Costs of delayed reforestation and failure to reforest. **New Forests**, v. 50, p. 57–70, 2019.

CAPÍTULO 3: AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COM PLANTIO EM ÁREA TOTAL E REGENERAÇÃO DE *Solanum mauritianum* Scop., BRUMADINHO, MG

RESUMO: O objetivo deste estudo foi avaliar as mudas plantadas e os regenerantes, e a contribuição das espécies no acúmulo de biomassa acima do solo e carbono, de uma área de compensação ambiental em processo de restauração florestal, em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. O estudo foi desenvolvido em uma área de compensação ambiental de 0,36 ha, pertencente à empresa Vale S.A. As primeiras ações de restauração florestal foram conduzidas a partir de dezembro de 2021, via plantio de mudas em área total e regeneração natural assistida. As avaliações foram realizadas após 18 meses do plantio das mudas, a partir de uma amostragem sistemática. Cinco unidades amostrais (10 x 15 m) foram distribuídas de forma linear na área de estudo, sendo alocadas em intervalos de 10 m umas das outras. O levantamento de campo consistiu na identificação botânica e mensuração do diâmetro ao nível do solo de todas as mudas plantadas. Os regenerantes arbóreos, com altura igual ou superior a 0,60 m, também foram avaliados. Foram calculados os índices de diversidade (Shannon - H' e Equabilidade de Pielou - J) e os parâmetros de estrutura horizontal. As espécies amostradas foram classificadas em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Em adição, foram estimados a biomassa acima do solo (AGB) e o estoque de carbono por espécie, sendo a AGB comparada entre os indivíduos plantados e regenerantes. Foram amostrados 376 indivíduos (5.013 indivíduos ha⁻¹), 45 espécies e 20 famílias. O H' foi de 3,03 e a J foi de 0,78. A maioria das espécies e indivíduos foi classificada como pioneira e zoocórica. A família Solanaceae e a espécie *Solanum mauritianum* Scop. destacaram-se por possuir os maiores valores para todos os parâmetros de estrutura horizontal calculados. *Solanum mauritianum* contribuiu com 55,80% do AGB e estoque de carbono estimados. A AGB não apresentou diferenças significativas (W = 6.0, p = 0,21) entre os indivíduos plantados e regenerantes. Os resultados refletem o papel-chave de *S. mauritianum* na área de estudo, com potencial de atuar como catalizadora do processo de restauração florestal. No entanto, recomenda-se manter as ações de monitoramento, para acompanhar o avanço da sucessão secundária e rastrear a necessidade de novas intervenções.

Palavras-chave: Bioindicadores; Diversidade; Grupos Ecológicos; Estrutura Horizontal; Biomassa Acima do Solo; Sequestro de Carbono.

CHAPTER 3: EVALUATION OF FOREST RESTORATION WITH FULL AREA PLANTING AND REGENERATION OF *Solanum mauritianum* Scop., BRUMADINHO, MG

ABSTRACT: This study aimed to assess the planted seedlings and regenerating plants, as well as the contribution of species to the aboveground biomass and carbon accumulation in an environmental compensation area undergoing forest restoration in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. The study was conducted in a 0.36-hectare environmental compensation area owned by Vale S.A. The initial forest restoration actions were carried out from December 2021, through the total planting of seedlings and assisted natural regeneration. Assessments were conducted 18 months after the seedling planting using a systematic sampling approach. Five sample units (10 x 15 meters) were linearly distributed in the study area, spaced 10 meters apart. The field survey included botanical identification and diameter at ground level measurement of all planted seedlings. Tree regenerants with a height equal to or greater than 0.60 meters were also assessed. Diversity indices (Shannon - H' and Pielou Equability - J) and horizontal structure parameters were calculated. Sampled species were classified into successional categories and dispersal syndromes. In addition, aboveground biomass (AGB) and carbon stock per species were estimated, and AGB was compared between planted and regenerating individuals. A total of 376 individuals (5,013 individuals per hectare), 45 species and 20 families were sampled. The H' was 3.03 and the J found was 0.78. Most species and individuals were classified as pioneer and zoochoric. The Solanaceae family and the species *Solanum mauritianum* Scop. stood out for having the highest values for all calculated horizontal structure parameters. *Solanum mauritianum* contributed to 55.80% of the estimated AGB and carbon stock. There were no significant differences in AGB ($W = 6.0$, $p = 0.21$) between planted and regenerating individuals. The results indicate the key role of *S. mauritianum* in the study area, with the potential to act as a catalyst for the forest restoration process. However, it is recommended to maintain monitoring activities to follow the progress of secondary succession and to assess the need for additional interventions.

Keywords: Bioindicators; Diversity; Ecological Groups; Horizontal Structure; Above-Ground Biomass; Carbon Sequestration.

1 INTRODUÇÃO

Uma série de ações de reparação e compensação vem sendo conduzidas em Brumadinho, Minas Gerais, em decorrência dos danos sociais e ambientais ocasionados pelo rompimento da barragem da Mina do Córrego do Feijão, ocorrido em 25 de janeiro de 2019 (Vale, 2022). Dentre as frentes de recuperação ambiental, destacam-se as ações voltadas a recomposição da flora local, que consistem na coleta de sementes de matrizes da região, produção das mudas e plantio nas áreas direta e indiretamente afetadas (Vale, 2023). A restauração florestal, nesse contexto, representa uma ferramenta essencial para a recuperação da biodiversidade, estrutura e funcionalidade dos ecossistemas florestais impactados na região.

Para alcançar o sucesso nas ações de restauração, é necessário compreender e aplicar as técnicas considerando-se as características locais e da paisagem (César et al., 2021; Crouzeilles et al., 2019). Cada área a ser restaurada possui suas particularidades e a restauração eficaz requer manejo adaptativo, uma vez que não existe uma solução única aplicável para todas as situações (Martins, 2018). Dentre os métodos de restauração florestal, o plantio de mudas em área total permanece sendo o mais difundido (Guerra et al., 2020). Entretanto, o conhecimento das técnicas alternativas, adaptadas a cada realidade, tem sido apontado como fundamental para cumprir exigências legais de recuperação e compensação, bem como para atingir as metas globais de restauração florestal (Bloomfield et al., 2019; Bustamante et al., 2019; Hua et al., 2022).

Nesse sentido, a regeneração natural (restauração passiva) e a regeneração natural assistida, destacam-se como alternativas ao reflorestamento tradicional, por serem mais ecológicas e de menor custo (Brançalion et al., 2019; Crouzeilles et al., 2017, 2020). A partir do uso dessas técnicas, é possível impulsionar o início do processo sucessional, especialmente em áreas cercadas por fragmentos florestais bem conservados (Viveiros et al., 2021). Vale destacar, adicionalmente, que tais métodos podem ser combinados, em uma mesma área, com outras técnicas de restauração. O uso de mais de um método tem a capacidade de promover o aproveitamento do melhor de cada abordagem, contribuindo para o alcance dos resultados de forma mais sustentável e assertiva (Martins, 2018).

A restauração florestal, no entanto, não se limita a escolha das técnicas e a implantação do projeto de restauração, uma vez que requer monitoramento contínuo para assegurar a recomposição do ecossistema e a recuperação dos serviços ecossistêmicos prestados (Almeida

et al., 2019; Balestrin et al., 2019). Diante disso, as ações de avaliação e monitoramento desempenham um papel crucial no acompanhamento do progresso da restauração e na identificação de possíveis ajustes necessários ao longo do tempo (Camarretta et al., 2020; Reis et al., 2019). Diversos bioindicadores podem ser empregados para acompanhar a vegetação em processo de restauração, sendo a maioria deles direcionados aos indivíduos arbóreos (GUERRA et al., 2020).

Dentre eles, destacam-se os relacionados a composição de espécies, diversidade florística e estrutura horizontal (Fonseca, 2021; Lopes et al., 2018;). Em adição, o cenário atual das mudanças climáticas tem levado ao uso de indicadores que refletem a capacidade dessas áreas em restauração em sequestrar carbono, como a avaliação da biomassa acima do solo e da estimativa de estoque de carbono (Campanharo et al., 2021; Lisboa et al., 2020; Rocha et al., 2023). No contexto das áreas afetadas, direta ou indiretamente, pelo rompimento da barragem da Mina do Córrego do Feijão, a avaliação desses indicadores é essencial para verificar a resposta das áreas que já estão em restauração, visando nortear intervenções adicionais nesta e em outras áreas similares. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar as mudas plantadas e os regenerantes, e a contribuição das espécies no acúmulo de biomassa acima do solo e carbono, de uma área de compensação ambiental em processo de restauração florestal, em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

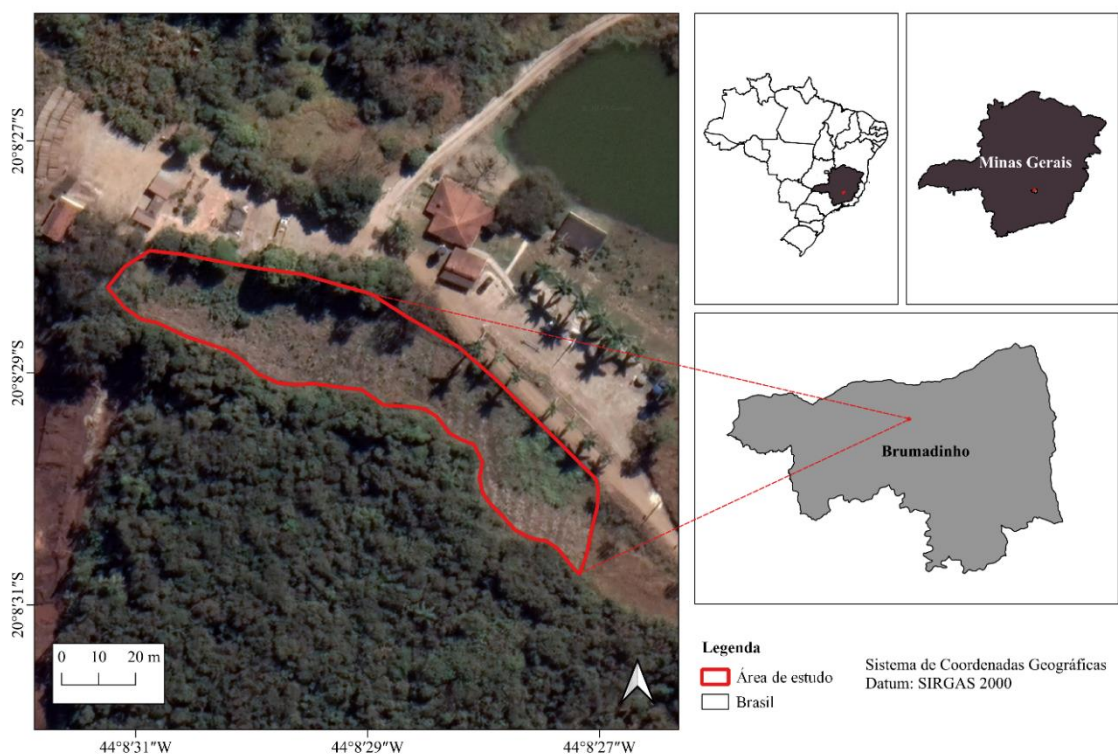
2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi conduzido em uma área de compensação ambiental de 0,36 ha (20° 8' 28.5" S e 44° 8' 30.24" W), localizada em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil, e pertencente a empresa Vale S.A (Figura 1). Tal pesquisa está vinculada ao projeto da empresa com o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV), com interveniência da Sociedade de Investigações Florestais (SIF-UFV).

O clima regional, conforme Köppen, é classificado como subtropical úmido, com invernos secos, verões quentes nas regiões Cwa e verões amenos nas regiões Cwb (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual varia de 19 a 23 °C (Mendes et al., 2022) e a precipitação média anual oscila entre 1.103,4 e 1.512,1 mm (Teixeira et al., 2021). A vegetação da região é composta pela Floresta Estacional Semidecidual, Domínio Floresta Atlântica, exibindo

aspectos de transição com o Cerrado, como a presença da *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart., dentre outras espécies. Nesse sentido, cabe destacar a presença de um fragmento florestal ao lado do local de estudo, com, aproximadamente, 4,20 ha, e outro localizado a cerca de 45 m, com 2,20 ha, aproximadamente. Os referidos fragmentos se encontram em bom estado de conservação.

Figura 1 – Localização de uma área de compensação ambiental em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



As primeiras ações de restauração tiveram início a partir de dezembro de 2021, por meio do plantio de mudas em área total. Foram plantadas 1.302 mudas de 46 espécies nativas regionais, o que confere uma densidade de 3.616 mudas ha⁻¹. O espaçamento entre os indivíduos plantados foi próximo ao 2,0 x 1,5 m, sendo que algumas linhas exibiram maior adensamento. Posteriormente, mais mudas foram plantadas na área, sendo inseridas de forma aleatória. Foi fixado um tutor de estaca de bambu em cada indivíduo plantado. Todas as mudas do plantio foram advindas de sementes coletadas em matrizes da região de Brumadinho, Minas Gerais.

Em decorrência da presença do estrato de regeneração natural na área de estudo, com destaque ao alto número de indivíduos da espécie *Solanum mauritianum* Scop., a regeneração

natural assistida também tem sido realizada como técnica de restauração adicional, a partir do controle da matocompetição, via roçadas periódicas, ao redor dos regenerantes. Anteriormente a condução da restauração florestal, o local de estudo era ocupado por capineira.

2.2 Procedimentos de campo

A avaliação da área em restauração foi realizada 18 meses após o plantio das mudas, por meio de uma amostragem sistemática. Cinco unidades amostrais (10 x 15 m) foram distribuídas de forma linear na área de estudo, sendo alocadas em intervalos de 10 m umas das outras, totalizando uma área amostral de 0,075 ha (Figura 2). Em cada unidade amostral foi realizada a identificação botânica (Figura 3), bem como a aferição do diâmetro ao nível do solo (DNS) de todas as mudas plantadas. Os indivíduos regenerantes foram avaliados seguindo um critério de inclusão, sendo identificados e medidos aqueles que apresentaram altura igual ou superior a 0,60 m. O DNS foi coletado com o auxílio de um paquímetro digital.

Figura 2 – Visão parcial de uma das unidades amostrais alocadas em uma área de compensação ambiental em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



Figura 3 – Floração de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. plantado em uma área de compensação ambiental em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



2.3 Composição florística e grupos ecológicos

As espécies arbóreas amostradas tiveram seus nomes científicos e respectivos autores atualizados conforme a base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2023). Já as famílias botânicas foram atualizadas de acordo com o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (2016). A avaliação da composição florística foi conduzida por meio da composição de espécies e da diversidade. Foram obtidos o Índice de Shannon (H') e a Equabilidade de Pielou (J), ambos calculados a partir do *software* Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

A classificação das espécies em categorias sucessionais seguiu os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas semidecíduas brasileiras, sendo: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. As espécies também foram classificadas em síndromes de dispersão (Van der Pijl, 1982), em anemocóricas, autocóricas e zoocóricas. Por meio do Microsoft Excel, foram elaborados gráficos com a

distribuição da riqueza e do número de indivíduos, tanto por categoria sucessional, quanto por síndrome de dispersão.

2.4 Estrutura horizontal

A avaliação da estrutura horizontal foi realizada a nível de família e espécie. Assim, os seguintes parâmetros foram analisados: densidade absoluta; densidade relativa; dominância absoluta; dominância relativa; frequência absoluta; frequência relativa; valor de cobertura; e valor de importância. Os parâmetros foram calculados por meio do *software* Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

2.5 Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono

Para todos os indivíduos amostrados, a biomassa acima do solo (AGB) foi calculada considerando-se hastes individuais. A equação utilizada baseia-se no diâmetro da árvore (D, cm), na densidade da madeira (ρ , g.cm⁻³) e na variável ambiental (E) (Equação 1) (Chave et al., 2014).

$$AGB_{est} = \exp[-1,803 - 0,976E + 0,976 \ln(\rho) + 2,673 \ln(D) - 0,0299 [\ln(D)]^2] \quad (1)$$

A base de dados do *Global Wood Density Database* foi adotada para se obter a densidade da madeira de cada espécie. As médias do gênero ou da família foram empregadas quando os valores em nível de espécie não estavam disponíveis (Campanharo et al., 2021). Para se obter a biomassa por espécie, foi realizada a soma dos valores encontrados para todos os respectivos indivíduos, sendo o valor convertido em megagramas por hectare (Mg ha⁻¹) (Rodrigues et al., 2020). O estoque de carbono na biomassa das espécies foi estimado multiplicando-se os valores de AGB pelo fator 0,47, conforme recomendado pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2006).

Após se testar a distribuição da normalidade dos dados com o teste de Shapiro-Wilk, foi realizado um teste não paramétrico para comparação do estoque de biomassa entre os indivíduos plantados e aqueles provenientes da regeneração natural. Em seguida, o tamanho do efeito estimado e o intervalo de confiança (CI) por *bootstrap* para Mann-Whitney também foram usados para comparar as diferenças de composição funcional entre as categorias de traços. Essa análise foi realizada por meio do pacote “ggstatsplot”, que é uma extensão do

pacote “ggplot2” para criação de gráficos com detalhes de testes estatísticos incluídos nos próprios gráficos ricos em informações (Patil, 2022). O tamanho do efeito do coeficiente de correlação posto-bisserial para Mann-Whitney (posto bisserial r) foi adotado para encontrar uma correlação entre ordinal (classificado). A função “ggbetweenstats”, especificamente, fornece um coeficiente de correlação bisserial de classificação com intervalos de confiança de 95% como medida do tamanho do efeito, que mostra quão grande é a diferença (Patil, 2022). Todas essas análises foram executadas no R 4.0.2 (R Core Team, 2020). Os gráficos foram desenhados por meio do pacote “ggplot2” (Wickham, 2015).

3 RESULTADOS

3.1 Composição florística e grupos ecológicos

Foram amostrados 376 indivíduos (5.013 indivíduos ha^{-1}), 45 espécies e 20 famílias botânicas (Tabela 1). Dentre as espécies registradas, uma foi reconhecida ao nível gênero e outra não foi identificada, sendo esta referida como indeterminada. As famílias com maior riqueza foram Fabaceae (14 espécies) e Malvaceae (4). Vale ressaltar que 65,00% das famílias foram representadas por apenas uma espécie. Os indivíduos provenientes da regeneração natural foram classificados em cinco espécies, não sendo as mesmas identificadas no plantio. O Índice de Shannon calculado foi igual a 3,03 e a Equabilidade de Pielou registrada foi de 0,78.

Tabela 1 – Composição das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. P: espécie proveniente do plantio de mudas; RN: espécie proveniente da regeneração natural; CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.

Família	Espécie	Procedência	CS	SD
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	P	Si	Ane
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	P	Pi	Zoo
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P	Si	Zoo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	P	St	Ane
Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	RN	Pi	Ane
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	P	Si	Ane
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	P	St	Ane
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	P	Si	Ane

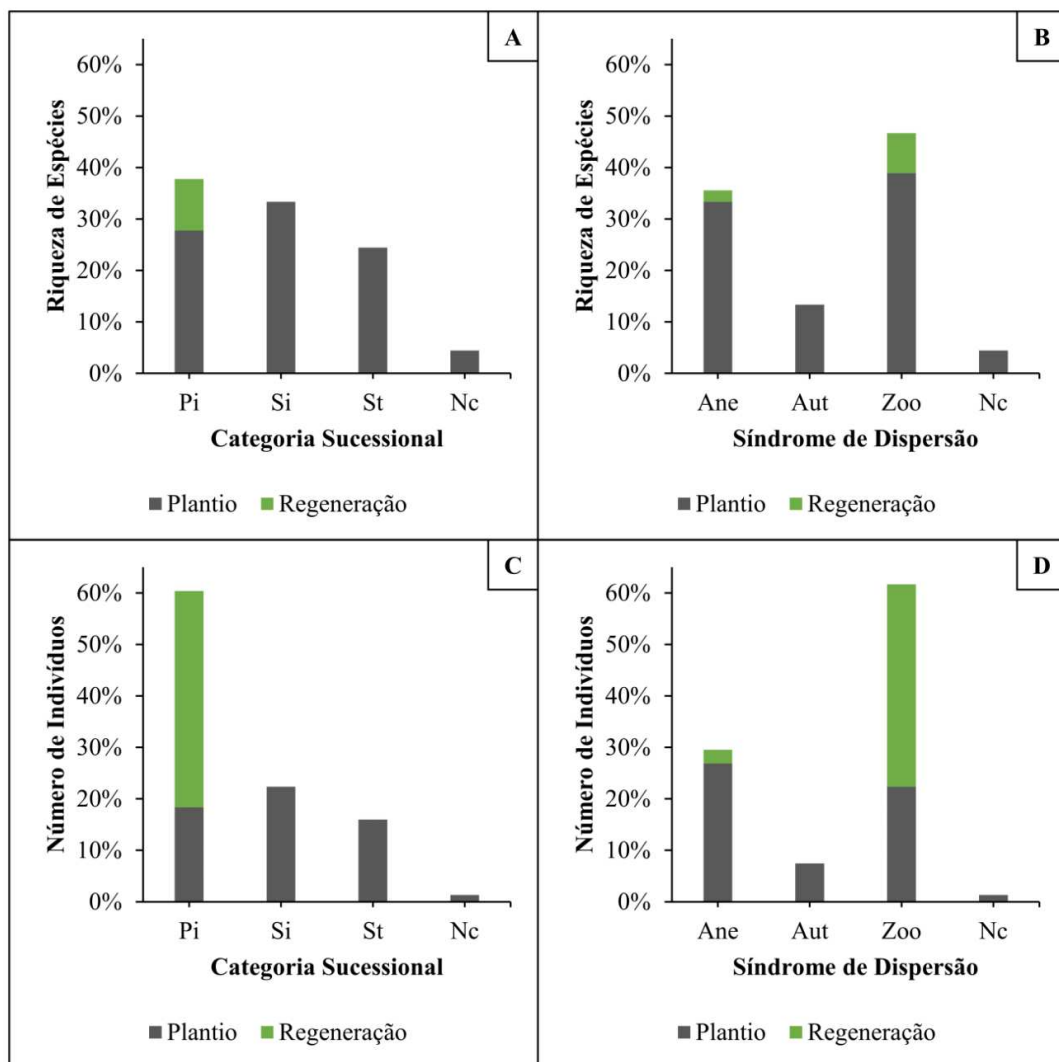
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	P	Si	Zoo
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	P	St	Zoo
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	P	Pi	Ane
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P	Pi	Zoo
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	P	Si	Zoo
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	P	St	Aut
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	P	Si	Zoo
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	P	Si	Ane
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	P	Pi	Aut
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	P	St	Zoo
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	P	Si	Zoo
	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	P	Pi	Aut
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	P	Pi	Ane
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	P	St	Ane
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	P	Pi	Aut
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	P	Si	Ane
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	P	Pi	Aut
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	P	Si	Aut
Indeterminada	Indeterminada	P	Nc	Nc
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	P	St	Zoo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	P	St	Ane
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	P	Si	Ane
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	P	Pi	Ane
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	P	Pi	Zoo
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	P	Si	Ane
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	P	Pi	Ane
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	P	St	Zoo
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	P	Si	Zoo
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	P	Si	Zoo
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	P	St	Zoo
	<i>Myrcia</i> sp.	P	Nc	Nc
	<i>Psidium guajava</i> L.	RN	Pi	Zoo
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	P	St	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	RN	Pi	Zoo
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	RN	Pi	Zoo
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	RN	Pi	Zoo
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	P	Pi	Zoo

Em relação a proporção da riqueza por categoria sucessional (Figura 4A), houve destaque para as espécies pioneiras (37,78%). Vale destacar que todas as espécies da regeneração natural foram pioneiras, enquanto a maioria das espécies do plantio foram

secundárias iniciais (33,33%). No que se refere as síndromes de dispersão (Figura 4B), a maioria das espécies foram zoocóricas (46,67%).

A categoria sucessional das pioneiras também foi a mais abundante entre os indivíduos, com 60,37% (Figura 4C). Tratando-se especificamente das mudas plantadas, entretanto, os indivíduos secundários iniciais exibiram maior proporção (22,34%), comparados aos pioneiros (18,35%). Quanto as síndromes de dispersão (Figura 4D), 61,70% dos indivíduos foram zoocóricos. Porém, enquanto a zoocoria também predominou entre os regenerantes (39,36%), a anemocoria apresentou a maior proporção entre as mudas plantadas (26,86%).

Figura 4 – Relação proporcional da riqueza de espécies (A e B) e do número de indivíduos (C e D) plantados e regenerantes, por categoria sucessional e síndrome de dispersão, de uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. CS: categoria sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica; Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.



3.2 Estrutura horizontal

A maioria dos indivíduos amostrados neste levantamento foram advindos do plantio de mudas (57,45%), sendo os demais provenientes da regeneração natural (42,55%). A espécie *Solanum mauritianum* foi a mais abundante, representando 34,31% dos indivíduos amostrados. No que se refere as análises de estrutura horizontal, *S. mauritianum* também se destacou por apresentar maiores valores para todos os parâmetros calculados, com valor de importância igual a 32,71% (Tabela 2). As demais espécies apresentaram valores de importância que variaram entre 0,33 e 3,64%.

Tabela 2 – Estrutura horizontal das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura; VI: valor de importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Solanum mauritianum</i>	129	1720	34,31	100,00	3,65	4,11	60,15	47,24	32,71
<i>Vernonanthura polyanthes</i>	10	133	2,66	60,00	2,19	0,41	6,06	4,36	3,64
<i>Plathymenia reticulata</i>	15	200	3,99	100,00	3,65	0,22	3,21	3,60	3,62
<i>Schinus terebinthifolia</i>	12	160	3,19	80,00	2,92	0,27	4,00	3,60	3,37
<i>Solanum lycocarpum</i>	12	160	3,19	80,00	2,92	0,27	3,99	3,59	3,37
<i>Terminalia argentea</i>	15	200	3,99	100,00	3,65	0,03	0,50	2,25	2,71
<i>Tapirira guianensis</i>	13	173	3,46	100,00	3,65	0,03	0,49	1,97	2,53
<i>Peltophorum dubium</i>	7	93	1,86	80,00	2,92	0,19	2,73	2,30	2,50
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	8	107	2,13	100,00	3,65	0,12	1,72	1,93	2,50
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	5	67	1,33	60,00	2,19	0,23	3,38	2,36	2,30
<i>Myrocarpus frondosus</i>	11	147	2,93	100,00	3,65	0,02	0,30	1,61	2,29
<i>Ceiba speciosa</i>	4	53	1,06	60,00	2,19	0,24	3,54	2,30	2,26
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	11	147	2,93	100,00	3,65	0,01	0,13	1,53	2,23
<i>Inga laurina</i>	7	93	1,86	100,00	3,65	0,06	0,89	1,38	2,13
<i>Lafoensia pacari</i>	7	93	1,86	100,00	3,65	0,05	0,74	1,30	2,08
<i>Solanum paniculatum</i>	5	67	1,33	60,00	2,19	0,16	2,34	1,84	1,95
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	9	120	2,39	80,00	2,92	0,04	0,52	1,46	1,94
<i>Cariniana estrellensis</i>	9	120	2,39	80,00	2,92	0,03	0,44	1,42	1,92
<i>Eugenia uniflora</i>	7	93	1,86	100,00	3,65	0,00	0,06	0,96	1,86
<i>Dalbergia nigra</i>	7	93	1,86	80,00	2,92	0,01	0,08	0,97	1,62
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	6	80	1,60	60,00	2,19	0,01	0,19	0,89	1,32
<i>Protium heptaphyllum</i>	6	80	1,60	60,00	2,19	0,00	0,06	0,83	1,28
<i>Astronium graveolens</i>	5	67	1,33	60,00	2,19	0,02	0,25	0,79	1,26
<i>Psidium guajava</i>	4	53	1,06	60,00	2,19	0,03	0,39	0,73	1,22

<i>Genipa americana</i>	5	67	1,33	60,00	2,19	0,00	0,06	0,70	1,19
<i>Leucochloron incuriale</i>	4	53	1,06	60,00	2,19	0,01	0,09	0,58	1,12
<i>Trichilia pallida</i>	5	67	1,33	40,00	1,46	0,03	0,44	0,89	1,08
<i>Andira fraxinifolia</i>	3	40	0,80	60,00	2,19	0,01	0,12	0,46	1,04
<i>Senna multijuga</i>	3	40	0,80	60,00	2,19	0,01	0,12	0,46	1,03
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	3	40	0,80	60,00	2,19	0,00	0,06	0,43	1,02
<i>Senna macranthera</i>	4	53	1,06	40,00	1,46	0,02	0,33	0,70	0,95
<i>Guazuma ulmifolia</i>	4	53	1,06	40,00	1,46	0,01	0,12	0,59	0,88
Indeterminada	4	53	1,06	40,00	1,46	0,00	0,04	0,56	0,86
<i>Cecropia glaziovii</i>	1	13	0,27	20,00	0,73	0,07	1,09	0,68	0,69
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	2	27	0,53	40,00	1,46	0,00	0,04	0,29	0,68
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	27	0,53	40,00	1,46	0,00	0,04	0,29	0,68
<i>Nectandra oppositifolia</i>	2	27	0,53	40,00	1,46	0,00	0,03	0,28	0,67
<i>Bowdichia virgilioides</i>	2	27	0,53	40,00	1,46	0,00	0,01	0,27	0,67
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	13	0,27	20,00	0,73	0,05	0,71	0,49	0,57
<i>Machaerium hirtum</i>	2	27	0,53	20,00	0,73	0,02	0,34	0,44	0,53
<i>Maclura tinctoria</i>	1	13	0,27	20,00	0,73	0,01	0,10	0,18	0,36
<i>Guarea macrophylla</i>	1	13	0,27	20,00	0,73	0,01	0,08	0,18	0,36
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	13	0,27	20,00	0,73	0,00	0,03	0,15	0,34
<i>Luehea grandiflora</i>	1	13	0,27	20,00	0,73	0,00	0,01	0,14	0,33
<i>Myrcia</i> sp.	1	13	0,27	20,00	0,73	0,00	0,00	0,14	0,33
Total	376	5013	100,00	2740,00	100,00	6,81	100,00	100,00	100,00

As famílias que exibiram maior proporção de indivíduos foram Solanaceae (38,83%) e Fabaceae (22,87%). Em relação a estrutura horizontal avaliada por família (Tabela 3-3), Solanaceae apresentou os maiores valores para todos os parâmetros, com valor de importância de 37,67%. A família Fabaceae se destacou por exibir o segundo maior valor de importância, equivalente a 13,56%.

Tabela 3 – Estrutura horizontal das famílias amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura; VI: valor de importância.

Família	Riqueza	NI	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
Solanaceae	3	146	1947	38,83	100,00	7,69	4,54	66,49	52,66	37,67
Fabaceae	14	86	1147	22,87	100,00	7,69	0,69	10,11	16,49	13,56
Anacardiaceae	3	30	400	7,98	100,00	7,69	0,32	4,73	6,36	6,80
Malvaceae	4	14	187	3,72	80,00	6,15	0,48	7,04	5,38	5,64
Asteraceae	1	10	133	2,66	60,00	4,62	0,41	6,06	4,36	4,45
Bignoniaceae	3	18	240	4,79	100,00	7,69	0,05	0,76	2,78	4,41

Combretaceae	1	15	200	3,99	100,00	7,69	0,03	0,50	2,25	4,06
Myrtaceae	3	12	160	3,19	100,00	7,69	0,03	0,45	1,83	3,78
Lythraceae	1	7	93	1,86	100,00	7,69	0,05	0,74	1,30	3,43
Lecythidaceae	1	9	120	2,39	80,00	6,15	0,03	0,44	1,42	3,00
Meliaceae	2	6	80	1,60	60,00	4,62	0,04	0,52	1,06	2,24
Burseraceae	1	6	80	1,60	60,00	4,62	0,00	0,06	0,83	2,09
Rubiaceae	1	5	67	1,33	60,00	4,62	0,00	0,06	0,70	2,00
Indeterminada	1	4	53	1,06	40,00	3,08	0,00	0,04	0,56	1,39
Apocynaceae	1	2	27	0,53	40,00	3,08	0,00	0,04	0,29	1,22
Lauraceae	1	2	27	0,53	40,00	3,08	0,00	0,03	0,28	1,21
Urticaceae	1	1	13	0,27	20,00	1,54	0,07	1,09	0,68	0,96
Euphorbiaceae	1	1	13	0,27	20,00	1,54	0,05	0,71	0,49	0,84
Moraceae	1	1	13	0,27	20,00	1,54	0,01	0,10	0,18	0,63
Calophyllaceae	1	1	13	0,27	20,00	1,54	0,00	0,03	0,15	0,61
Total	45	376	5013,3	100,00	1300,00	100,00	6,80	100,00	100,00	100,00

3.3 Biomassa acima do solo e estimativa do estoque de carbono

A vegetação da área em restauração deste estudo apresentou 70,08 Mg ha⁻¹ de biomassa acima do solo, com a estimativa do estoque de carbono equivalente a 32,94 Mg ha⁻¹ (Tabela 4). Apenas a espécie *S. mauritianum* foi responsável por acumular 55,80% do carbono. Na sequência, destacaram-se *Vernonanthura polyanthes* (Sprengel) Vega & Dematteis, proveniente do estrato de regeneração natural, e *Schinus terebinthifolia* Raddi, advinda do plantio, com 7,90% e 6,08%, respectivamente.

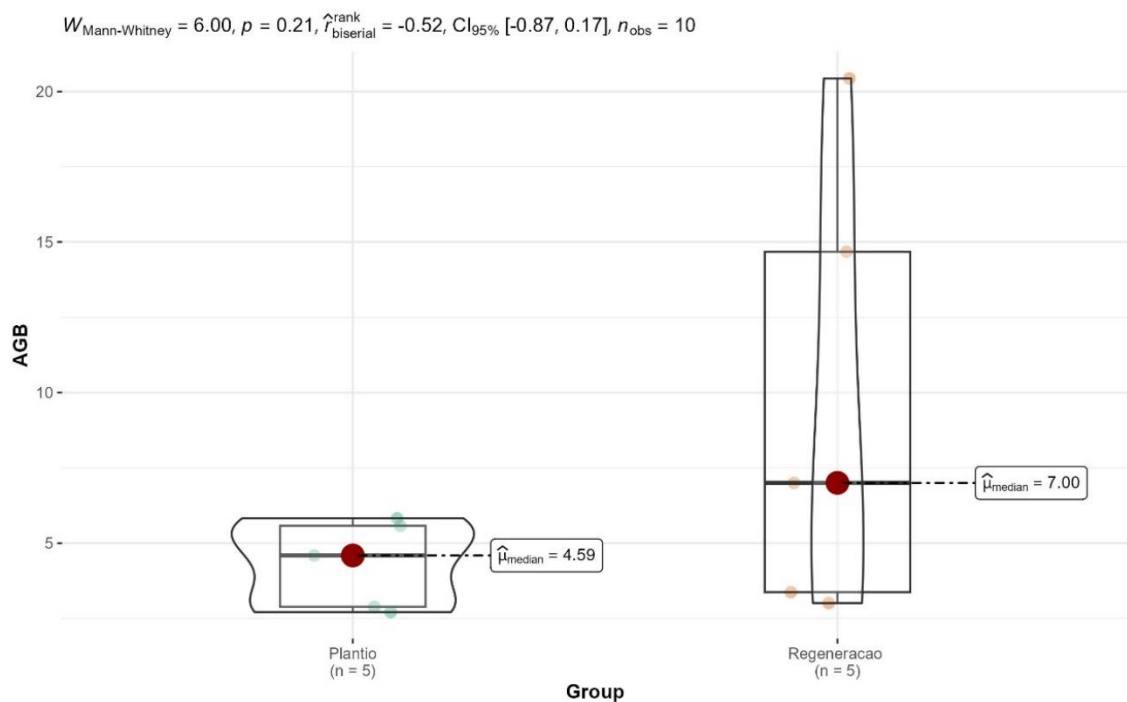
Tabela 4 – Biomassa acima do solo e estimativa de estoque de carbono das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. AGB: biomassa acima do solo; C: estimativa de estoque de carbono.

Espécie	AGB (Mg ha ⁻¹)	C (Mg ha ⁻¹)	C (%)
<i>Solanum mauritianum</i>	39,11	18,38	55,80
<i>Vernonanthura polyanthes</i>	5,53	2,60	7,90
<i>Schinus terebinthifolia</i>	4,26	2,00	6,08
<i>Peltophorum dubium</i>	3,18	1,49	4,53
<i>Solanum lycocarpum</i>	2,77	1,30	3,95
<i>Ceiba speciosa</i>	2,65	1,25	3,78
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	2,25	1,06	3,20
<i>Plathymentia reticulata</i>	2,10	0,99	3,00
<i>Solanum paniculatum</i>	1,37	0,64	1,95
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0,88	0,42	1,26
<i>Inga laurina</i>	0,88	0,41	1,25
<i>Cecropia glaziovii</i>	0,82	0,39	1,18

<i>Lafoensia pacari</i>	0,59	0,28	0,84
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,55	0,26	0,78
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,45	0,21	0,65
Outras espécies (30)	2,70	1,27	3,85
Total	70,08	32,94	100,00

O estoque de biomassa acima do solo não apresentou diferenças significativas ($W = 6.0$, $p = 0,21$) entre os indivíduos plantados e regenerantes (Figura 5). Assim, analisando o tamanho do efeito, não foi observada grande diferença entre as áreas ($r = -0,52$), com uma maior variabilidade observada no estrato da regeneração natural.

Figura 5 – Comparação do estoque de biomassa acima do solo (AGB) entre os indivíduos plantados e regenerantes amostrados em uma área em processo de restauração florestal, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



4 DISCUSSÃO

O número de famílias e a riqueza encontrados neste estudo foram similares a outras pesquisas também conduzidas em áreas no início do processo de restauração de Floresta Estacional Semidecidual (Lopes et al., 2018; Rodrigues et al., 2010; Silva et al., 2016), sendo tais valores superiores em alguns casos (Balestrin, 2018; Fonseca, 2021). O Índice de Shannon

obtido indica diversidade média, enquanto a Equabilidade de Pielou refletiu heterogeneidade florística e baixa dominância ecológica. Os valores registrados foram superiores aos encontrados em outras áreas em restauração (Balestrin, 2018; Fonseca, 2021; Rocha et al., 2023; Rodrigues et al., 2010). Nesse sentido, vale destacar que a diversidade florística varia conforme diversos fatores, com destaque direto para o uso anterior da área, vegetação já existente no local e as técnicas implementadas (restauração ativa ou passiva) (Balestrin, 2018; Brancalion et al., 2016; Romanelli et al., 2022).

Em relação à regeneração natural, entre e dentro das linhas de plantio de mudas, apesar do baixo número de espécies, os indivíduos regenerantes arbóreos tiveram expressiva participação nos indicadores avaliados neste estudo. No início da sucessão secundária, é comum se observar a presença de poucas espécies arbóreas, geralmente pioneiras, sendo esperado o aumento da riqueza à medida que o processo sucessional avança (Siminski et al., 2021; Venzke; Martins, 2013). Conforme observado na presente pesquisa, a regeneração natural foi determinante para que a categoria sucessional das pioneiras fosse a mais representativa na área em restauração. O mesmo ocorreu no que se refere às síndromes de dispersão, sendo a zoocoria mais abundante entre os indivíduos em decorrência da participação dos regenerantes.

O fato de os regenerantes serem pioneiros e, majoritariamente, zoocóricos, reflete o potencial desses indivíduos em atuarem como catalizadores do processo de restauração da área de estudo. Os indivíduos pioneiros têm a capacidade de melhorar as condições edáficas e microclimáticas da área, sustentando o desenvolvimento de espécies tardias (Martins, 2014; Piaia et al., 2020). Associados à zoocoria, poderão, simultaneamente, interagir com fragmentos do entorno por meio da fauna dispersora local, contribuindo para o enriquecimento natural da área (Balestrin et al., 2019; Camargo et al., 2020; Li et al., 2018; Monteiro et al., 2022). Assim, conforme observado neste estudo, a condução da regeneração natural exerce um importante papel na restauração de florestas tropicais, devendo ser considerada na tomada de decisão quanto às técnicas implementadas nos projetos (Crouzeilles et al., 2020; Martins, 2018; Siminski et al., 2021).

Nesse sentido, vale destacar que as ações de plantio atuaram de forma complementar ao processo sucessional da área de estudo. As mudas plantadas, além de aumentarem a riqueza, também promoveram o enriquecimento dos grupos ecológicos estudados. Por meio do plantio, foram inseridos indivíduos de espécies secundárias iniciais e tardias, cuja presença é fundamental no avanço da sucessão secundária (Miranda Neto et al., 2012). Em adição, o

aumento da participação da anemocoria e a inserção da autocoria, proporcionam alternativas de dispersão a longa e a curta distância, respectivamente. Cabe destacar também que as atividades de plantio, como abertura de covas, coroamento e roçadas tendem a estimular a regeneração natural em áreas de pasto de gramíneas agressivas. Tais observações reforçam a necessidade de se adaptar as técnicas de restauração conforme os filtros ambientais e a vegetação pré-existente de cada área, contribuindo na redução dos custos e otimização dos recursos disponíveis (Martins, 2018). Esse tipo de abordagem é essencial para atingir grande escala nos programas de restauração (Brancalion et al., 2019).

Em relação aos parâmetros de estrutura horizontal, o destaque da família Solanaceae deve-se, principalmente, aos elevados valores de densidade e dominância resultantes da alta participação dos seus indivíduos na área em restauração estudada. Vale ressaltar que os indivíduos dessa família foram provenientes da regeneração natural, sendo em sua maioria pertencentes a espécie *S. mauritianum*. Nesse contexto, conforme observado a nível de espécie, *S. mauritianum* tem exercido importante papel na estrutura horizontal da área em restauração deste estudo. Essa espécie é classificada como pioneira e zoocórica, sendo comumente encontrada em vegetações secundárias no início do processo de sucessão (Rocha et al., 2023; Trentin et al., 2018; Viveiros et al., 2021).

Dentre as características que favorecem a alta densidade de *S. mauritianum*, destacam-se sua capacidade de compor o banco de sementes no solo, apresentar elevadas taxas de sobrevivência e potencialidade de formar povoamentos densos (Carvalho, 2014; Gerber et al., 2023; Miranda Neto et al., 2014, 2017; Silva et al., 2019). Junto da grande proporção de indivíduos, a alta dominância, por sua vez, pode ser justificada pela rusticidade e rápido crescimento dessa espécie, mesmo em condições de solo pobre e ácido (Carvalho, 2014; Gerber et al., 2023; Lubke et al., 2021). O fato de a polinização dessa espécie ocorrer por melitofilia e a dispersão de sementes por várias espécies de animais, faz com que ela seja atrativa para inúmeros polinizadores e dispersores (Carvalho, 2014; Deus et al., 2021; Paulino-Neto et al., 2013). Essas características, em conjunto, tornam *S. mauritianum* uma espécie-chave na restauração de ecossistemas florestais (Inhamuns et al., 2021; Silva et al., 2016; Trentin et al., 2018; Turchetto et al., 2020;).

A grande participação de *S. mauritianum* no valor de cobertura e no valor de importância, refletiu na biomassa acima do solo e no estoque de carbono estimados. Apesar de apresentar madeira pouco densa, a abundância e o crescimento rápido dessa espécie fez com

que ela fosse capaz de acumular grandes proporções de AGB e, conseqüentemente, carbono fixado (Carvalho, 2014). Pelo fato de produzir grande quantidade de serapilheira, essa espécie contribui para o acúmulo de carbono e aumento da matéria orgânica no solo (Lubke et al., 2021). Com isso, favorece o desenvolvimento de espécies mais exigentes quanto a estrutura, fertilidade e umidade do solo.

A espécie *S. mauritianum* atinge idade adulta entre 2 e 3 anos, entrando em senescência aos 15 anos, aproximadamente (Fockink et al., 2022; Lubke et al., 2021). Espera-se que, ao longo do desenvolvimento dessa espécie, outras consigam se desenvolver e se estabelecer, concomitantemente. Assim, quando a maioria dos indivíduos de *S. mauritianum* saírem do sistema, outras espécies, especialmente secundárias iniciais e tardias, poderão dar seqüência a sucessão secundária. Entretanto, é importante acompanhar esse processo por meio do monitoramento do crescimento dos indivíduos arbóreos. Dessa forma, será possível identificar se a alta densidade de *S. mauritianum* está, de fato, facilitando o processo sucessional. Além disso, pode-se verificar a necessidade de intervenções adicionais para garantir o avanço da restauração florestal na área de estudo.

No que se refere a comparação de AGB entre os indivíduos plantados e regenerantes, os resultados encontrados destacam que o plantio de mudas consegue atingir, rapidamente, níveis similares de estoque de biomassa apresentados pela regeneração natural assistida. Em adição, reforça que a combinação dessas duas técnicas é efetiva como medida de recuperação dos serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono, por exemplo (Evans et al., 2015; Robinson et al., 2015; Zanini et al., 2021). Em áreas com baixo potencial de regeneração, entretanto, o plantio de mudas em área total é capaz garantir o rápido estabelecimento e recuperação da diversidade e funcionalidade dos ecossistemas (Balestrin et al., 2019; Campanharo et al., 2020, 2021). Nesse sentido, vale ressaltar a importância de se direcionar esforços no diagnóstico das áreas a serem restauradas, com o objetivo de direcionar as técnicas adotadas conforme cada condição (Martins, 2018). Assim, além de melhorar o direcionamento dos recursos disponíveis, haverá a recuperação dos serviços ecossistêmicos de forma mais rápida e efetiva.

5 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo destacam a importância da regeneração natural assistida na restauração de Floresta Estacional Semidecidual, especialmente a partir do papel desempenhado pelas espécies pioneiras e zoocóricas, que tem potencial de catalisar o processo de sucessão secundária. Adicionalmente, o plantio de mudas em área total demonstrou ser uma técnica importante, contribuindo para o aumento da diversidade e rápida recuperação dos serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono. *S. mauritianum* demonstrou ser uma espécie-chave na restauração da área estudada, em decorrência de sua significativa participação na estrutura horizontal e estimativa de acúmulo de biomassa acima do solo e estoque de carbono. Como é uma espécie com dispersão zoocórica, com frutificação precoce, deverá contribuir para a atratividade da fauna a partir de fragmento florestal existente no entorno. Recomenda-se, entretanto, manter as ações de monitoramento, visando acompanhar o avanço do processo sucessional e rastrear a necessidade de intervenções adicionais, caso *S. mauritianum* passe a exercer dominância ecológica, competindo com as mudas plantadas.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. R. A. et al. Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-lidar system. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 79, p. 192–198, 2019.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the order and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.
- BALESTRIN, D. Phytosociological study to evaluate the efficiency of the restoration measures in a mined area located in Minas Gerais – Brazil. In: BALESTRIN, Diego. **Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas sob influência da mineração de bauxita em Minas Gerais – Brasil**. 2018. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2018. f. 28–45.
- BALESTRIN, D. et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 8–16, 2019.
- BLOOMFIELD, G. et al. Strategic Insights for Capacity Development on Forest Landscape Restoration: Implications for Addressing Global Commitments. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 1–11, 2019.

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, p. 1–9, 2019.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, p. 40–42, 1965.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, p. 1249–1270, 2019.

CAMARGO, P. H. S. A. et al. Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: Implications for restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 2329–2339, 2020.

CAMARRETTA, N. et al. Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. **New Forests**, v. 51, p. 573–596, 2020.

CAMPANHARO, Í. F. et al. Effects of forest restoration techniques on community diversity and aboveground biomass on area affected by mining tailings in Mariana, Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, p. 22–30, 2020.

CAMPANHARO, Í. F. et al. Functional composition enhances aboveground biomass stock undergoing active forest restoration on mining tailings in Mariana, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 5, 2021.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2014. v. 5, p. 257-264.

CÉSAR, R. G. et al. Forest and landscape restoration: A review emphasizing principles, concepts, and practices. **Land**, v. 10, n. 28, p. 1–22, 2021.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, p. 3177–3190, 2014.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, p. 1–7, 2017.

CROUZEILLES, R. et al. A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, p. 2675–2686, 2019.

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, p. 1–9, 2020.

DEUS, J. P. A.; LUZ, C. F. P.; BUSCHINI, M. L. T. Bees on the flowers of *Solanum mauritianum* Scop. (Solanaceae) in Southern Brazil: visitation frequency and topological networks from body and leg pollen analysis. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 15, p. 907–916, 2021.

EVANS, M. C. et al. Carbon farming via assisted natural regeneration as a cost-effective mechanism for restoring biodiversity in agricultural landscapes. **Environmental Science and Policy**, v. 50, p. 114–129, 2015.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 17 mai. 2023.

FOCKINK, G. D. et al. Ecological indicators of passive restoration in South Brazil's Atlantic Forest areas with former *Pinus taeda* L. plantations. **Ecological Engineering**, v. 179, p. 1–10, 2022.

FONSECA, W. S. Estudo fitossociológico de área em restauração ecológica no ambiente de mineração de bauxita, no sudeste do Brasil. In: FONSECA, Wesley da Silva. **Bioindicadores para avaliação e monitoramento da restauração ecológica de área em ambiente de mineração de bauxita, Mirai, MG**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2021. f. 50–74.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

GERBER, D. et al. Evaluating tree survival and modeling initial growth for Atlantic Forest restoration. **Ciência Rural**, v. 53, n. 7, 2023.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 1–7, 2020.

HUA, F. et al. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. **Science**, v. 376, p. 839–844, 2022.

INHAMUNS, M. C.; SOUZA REZENDE, R.; COELHO, G. C. Restoring riparian forest in the Atlantic Forest: does planting seedlings make a difference? **Restoration Ecology**, v. 29, n. 4, p. 1–9, 2021.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: agriculture, forestry and other land use. Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006. v.4.

LI, L. et al. Planting accelerates restoration of tropical forest but assembly mechanisms appear insensitive to initial composition. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 986–996, 2018.

LISBOA, T. F. B.; CIELO-FILHO, R.; CÂMARA, C. D. Applicability of monitoring protocols developed for active restoration projects in the evaluation of passive restoration of a subtropical riparian forest in Brazil. **Tropical Ecology**, 2020.

LOPES, B. M. et al. Fitossociologia e estrutura de floresta em restauração, em área minerada, São Sebastião da Vargem Alegre, MG. **MG Biota**, v. 10, n. 4, p. 46–60, 2018.

LUBKE, M. et al. Phenodynamics of *Solanum mauritianum* Scop. in a plantation for subtropical forest restoration. **Floresta**, v. 51, n. 2, p. 439–446, 2021.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014.

MARTINS, S. V. Alternative forest restoration techniques. In: VIANA, H.; GARCÍAMOROTE, A. (Eds.). **New perspectives in forest science**. London: IntechOpen, 2018. cap. 7, p. 131–148.

MENDES, R. G. et al. A partial least squares-path model of environmental degradation in the Paraopeba River, for rainy seasons after the rupture of B1 tailings dam, Brumadinho, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 851, p. 1–14, 2022.

MIRANDA NETO, A. et al. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 869–878, 2012.

MIRANDA NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 609–620, 2014.

MIRANDA NETO, A. et al. Banco de Sementes em Mina de Bauxita Restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1–11, 2017.

MONTEIRO, E. C. S. et al. Forest cover and connectivity have pervasive effects on the maintenance of evolutionary distinct interactions in seed dispersal networks. **Oikos**, p. 1–10, 2022.

PATIL, I. “ggplot2’ Based Plots with Statistical Details. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggstatsplot/ggstatsplot.pdf>. Acesso em: 01 set. 2023.

PAULINO-NETO, H. F. et al. Frugivory by *Sturnira lilium* bats (Phyllostomidae) on *Solanum mauritianum* (Solanaceae) in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 48, n. 3, p. 183–189, 2013.

PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, p. 1–8, 2020.

R CORE TEAM 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2014. R Foundation for Statistical Computing.

REIS, B. P. et al. Management recommendation generation for areas under forest restoration process through images obtained by UAV and LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, p. 1–12, 2019.

ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2273–2291, 2015.

ROCHA, M. H. F. F. et al. Análise fitossociologia e valor de importância em carbono de áreas em restauração florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil. **DELLOS**, v. 16, n. 47, p. 2526–2548, 2023.

RODRIGUES, A. C. et al. Fine-scale habitat differentiation shapes the composition, structure and aboveground biomass but not species richness of a tropical Atlantic Forest. **Journal of Forestry Research**, v. 31, n. 5, p. 1599–1611, 2020.

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 853–861, 2010.

ROMANELLI, J. P. et al. Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 821, p. 1–10, 2022.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1** – Campinas, Brasil. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SILVA, K. A. 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.

SILVA, K. A. et al. Soil seed banks in a forest under restoration and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p. 1–17, 2019.

SIMINSKI, A. et al. Dynamics of natural regeneration: implications for landscape restoration in the Atlantic Forest, Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, p. 1–15, 2021.

TEIXEIRA, D. B. S. et al. Spectro-temporal analysis of the Paraopeba River water after the tailings dam burst of the Córrego do Feijão mine, in Brumadinho, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 435, p. 1–13, 2021.

TRENTIN, B. E. et al. Restauração florestal na mata atlântica: Passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160–174, 2018.

TURCHETTO, F. et al. Intensive silvicultural practices drive the forest restoration in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 473, p. 1–11, 2020.

VALE 2022. **Reparação de Brumadinho avança para promover recuperação e compensação de danos sociais e ambientais.** Disponível em:

<https://www.vale.com/pt/w/reparacao-de-brumadinho-avanca-para-promover-recuperacao-e-compensacao-de-danos-sociais-e-ambientais>. Acesso em: 28 out. 2023.

VALE 2023. **Reparação: Meio Ambiente**. Disponível em: <https://www.vale.com/pt/meio-ambiente-reparacao>. Acesso em: 28 out. 2023.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed., New York: Springer-Verlag, 1982.

VENZKE, T. S.; MARTINS, S. V. Aspectos florísticos de três estágios sucessionais em mata ciliar em Arroio do Padre, Extremo Sul do Brasil. **Floresta**, v. 43, n. 2, p. 191–204, 2013.

VIVEIROS, E. et al. Drivers of Restoration Trajectory of a Community of Regenerant Plants: Natural Regeneration or Tree Seedling? **Floresta e Ambiente**, v. 28, n. 3, p. 1–13, 2021.

WICKHAM, H 2015. R ggplot2 package: an implementation of the grammar of graphics, Springer Nature, Houston, Texas, USA, p 263.

ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1–11, 2021.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio desta pesquisa, foi possível verificar a efetividade das ações de restauração implementadas em três áreas distintas localizadas em Brumadinho, Minas Gerais. As técnicas adotadas demonstraram-se inicialmente adequadas para cada uma das respectivas condições, uma vez que levaram em consideração os filtros ambientais e o grau de resiliência de cada local. Nesse contexto, a adaptação das técnicas de restauração de acordo com a realidade das áreas a serem restauradas, será fundamental para o cumprimento das metas de restauração de APPs e áreas de compensação ambiental da bacia do rio Paraopeba.

O plantio de mudas em área total foi fundamental para o aumento da densidade, riqueza e diversidade dos indivíduos arbóreos em todas as áreas estudadas. O monitoramento das mudas plantadas permitiu verificar que a produção das mudas a partir de sementes provenientes de matrizes da região provavelmente está contribuindo para as baixas taxas de mortalidade observadas, uma vez que já estão adaptadas as condições ambientais locais. Adicionalmente, foi possível rastrear famílias e espécies que estão exercendo papel-chave na recuperação da estrutura e funcionalidade dos ecossistemas florestais em restauração, como a fixação de carbono, por exemplo. Esses aspectos reforçam o investimento na qualidade das ações de plantio, bem como fornecem importantes resultados que servirão de base para o desenvolvimento de projetos de restauração de outras áreas da região, impactadas de forma direta ou indireta pelo rompimento da Barragem I, na mina do Córrego do Feijão em Brumadinho, Minas Gerais.

A avaliação e o monitoramento dos indivíduos regenerantes demonstrou que essas áreas podem ter sua resiliência estimulada a partir das ações de plantio e manutenção. A área que exibiu maior participação de indivíduos regenerantes, especialmente de *S. mauritanum*, por sua vez, refletiu grande potencial de regeneração, devido a presença de fragmento florestal em seu entorno. Vale ressaltar que os diferentes graus de resiliência observados neste estudo, trata-se de uma realidade na paisagem da bacia do rio Paraopeba. Dessa forma, por meio dos resultados deste trabalho, será possível apoiar a tomada de decisão quanto ao direcionamento dos recursos de forma cada vez mais assertiva em áreas similares.

Os resultados positivos encontrados nas três áreas avaliadas em Brumadinho, Minas Gerais, refletem a criteriosa restauração florestal que vem sendo realizada, desde a seleção de

matrizes locais para a produção de mudas mais adaptadas as condições ambientais, passando pelo emprego de técnicas adequadas de plantio e manutenção das mudas.

Por fim, para que se garanta o caminhamento do processo de restauração dos ecossistemas florestais da região, é essencial manter as ações de avaliação e monitoramento. Por meio delas, será possível direcionar o manejo adaptativo das áreas em restauração, caso necessário, otimizando as atividades de reparação e compensação voltadas a restauração florestal em Brumadinho, Minas Gerais.