

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA**

**MATEUS ENRIQUE AMORIM OLIVEIRA**

**BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO BIOINDICADOR DE RESILIÊNCIA DE  
ÁREAS EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL, BRUMADINHO, MG**

**VIÇOSA – MINAS GERAIS  
2023**

**MATEUS ENRIQUE AMORIM OLIVEIRA**

**BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO BIOINDICADOR DE RESILIÊNCIA DE  
ÁREAS EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL, 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

O48b  
2023  
Oliveira, Mateus Enrique Amorim, 1997-  
Banco de sementes do solo com bioindicador de resiliência  
de áreas em restauração florestal, Brumadinho, MG / Mateus  
Enrique Amorim Oliveira. – Viçosa, MG, 2023.  
1 dissertação eletrônica (73 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.2023.741>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Recuperação ecológica - Brumadinho (MG).  
2. Indicadores biológicos. 3. Resiliência (Ecologia).  
4. Biodiversidade florestal. 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. 634.923231


**MATEUS ENRIQUE AMORIM OLIVEIRA**

**BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO BIOINDICADOR DE RESILIÊNCIA DE  
ÁREAS EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL, 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: 25 de setembro de 2023

Assentimento:

Documento assinado digitalmente  
 **MATEUS ENRIQUE AMORIM OLIVEIRA**  
Data: 12/12/2023 07:32:08-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

**Mateus Enrique Amorim Oliveira**  
Autor

Documento assinado digitalmente  
 **SEBASTIAO VENANCIO MARTINS**  
Data: 12/12/2023 11:14:33-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

**Sebastião Venâncio Martins**  
Orientador

Aos meus amados pais, Josiana e Honório  
Às minhas avós Eunice e Almezinda (*in memoriam*),  
À minha futura esposa Aparecida,  
**Dedico**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por iluminar os meus caminhos, me dar sabedoria e ser meu grande amigo.

Aos meus pais Honório e Josiana, agradeço, pelo incentivo e apoio ao longo de todos esses anos, e por fazerem dos meus sonhos seus próprios sonhos. Obrigado por todo esse amor incondicional.

À minha família, pela contribuição e força que me deram durante essa trajetória, em especial minhas avós, Eunice e Almezinda (*in memoriam*), por serem meu porto seguro.

À minha namorada, Aparecida, por me dar forças nas épocas difíceis, me incentivando a continuar e sempre estando ao meu lado “para o que der e vier”, e também por se alegrar comigo nas vitórias.

Ao meu orientador professor Dr. Sebastião Venâncio Martins, por compartilhar comigo seu conhecimento profissional. Sou grato às oportunidades que me foram dadas e a confiança para desempenhar o meu trabalho e crescer profissionalmente.

Aos membros da banca, por contribuírem na melhoria dessa dissertação de mestrado.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e ao Laboratório de Restauração Florestal (LARF), pela oportunidade concedida e pelos ensinamentos proporcionados. E ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal pelo apoio à pesquisa científica.

Aos amigos do laboratório, por toda parceria e troca de informações, experiências e conhecimento.

À empresa Vale S/A pelo apoio financeiro e logístico ao projeto coordenado pelo Prof. Sebastião Venâncio Martins, e pela minha bolsa de Mestrado durante o desenvolvimento deste trabalho.

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

A todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e no meu crescimento profissional enquanto Engenheiro Florestal, e agora, Mestre em Ciência Florestal.

## RESUMO

OLIVEIRA, Mateus Enrique Amorim, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2023. **Banco de sementes do solo como bioindicador de resiliência de áreas em restauração florestal, Brumadinho, MG.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

A escolha de técnicas eficazes de restauração florestal é uma atividade complexa e altamente dependente das características intrínsecas de cada ambiente, mas pode ser direcionada ao avaliar bioindicadores de seu potencial de resiliência, tais como o banco de sementes do solo, que fornece um excelente panorama da composição de espécies e da distribuição e quantificação dos respectivos indivíduos nos ecossistemas degradados. Nessa conjuntura, o objetivo dessa pesquisa foi conhecer o potencial de resiliência de áreas localizadas na bacia do rio Paraopeba que foi parcialmente atingida pelo rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro em Brumadinho - MG, por meio da avaliação do banco de sementes do solo, comparando riqueza de espécies, densidade e abundância de plântulas com um ecossistema de referência da paisagem. Primeiro, foi avaliado o potencial de resiliência de uma área atingida por rejeito de minério de ferro em Brumadinho e verificado o impacto no banco de sementes proporcionado pela lama depositada após uma cheia do rio Paraopeba. Foram lançadas três parcelas de 15 x 15 metros na área denominada Marco Zero e três parcelas de mesma dimensão no ecossistema de referência, em cada uma delas foram coletadas dez amostras de 30,5 x 20,5 cm de cada banco de sementes: MZL – primeiros 5 cm da lama; MZS – primeiros 5 cm de solo após a retirada da camada de lama; ER – primeiros 5 cm de solo após a retirada da serapilheira no ecossistema de referência. No ER, foi registrado uma densidade de 372 propágulos.m<sup>-2</sup>, pertencentes a 61 espécies e 23 famílias botânicas. Em MZL, 525 propágulos.m<sup>-2</sup> foram registrados, de 31 espécies e 12 famílias. Por fim, MZS apresentou densidade de 1737 propágulos.m<sup>-2</sup>, pertencentes a 49 espécies e 18 famílias botânicas. O banco de sementes do solo da área Marco Zero (MZS) demonstra um elevado potencial de regeneração natural, com grande abundância de sementes e riqueza de espécies similar ao ecossistema de referência (ER), embora apresentem composições florísticas distintas. Entretanto, o soterramento de MZS pela lama implicará na morte ou dormência induzida das sementes que o compõe, além da sua sobreposição por um banco de sementes menos diverso e menos abundante (MZL). Uma alternativa para estimular o banco de sementes do MZS é fazer o revolvimento da lama que o cobre, em manchas bem distribuídas pela área. Além disso, o plantio de mudas de espécies nativas tem sido realizado pela empresa. Avaliou-se também o banco de sementes do solo após ocorrência de incêndio de uma área em restauração

florestal por plantio de mudas nativas, localizada em Brumadinho – MG. Para uniformização do terreno, foi alocada na área queimada (AQ) uma parcela de 1 ha, e dentro desta foram lançadas seis subparcelas de 15 x 15 metros de forma aleatória. Com o mesmo intuito, em um fragmento florestal tido como ecossistema de referência (ER), foi lançada uma parcela de 0,5 ha e em seu interior três subparcelas aleatórias. Em cada subparcela da AQ e do ER, foram coletadas dez amostras do banco de sementes do solo, utilizando gabarito de 29,1 x 23,0 cm nos primeiros 5,0 cm de profundidade. No geral foram amostrados 1533 indivíduos de 83 espécies e 26 famílias botânicas. Em AQ, foi registrado uma densidade de 207 propágulos.m<sup>-2</sup>, pertencentes a 44 espécies e 18 famílias botânicas. No ER, 372 propágulos.m<sup>-2</sup> foram registrados, de 61 espécies e 23 famílias. O incêndio proporcionou impactos negativos diretos ao banco de sementes do solo da área, diminuindo não somente a sua densidade, como também a riqueza de espécies e por consequência, a resiliência local. Entretanto, é provável sua recuperação, visto a presença de fatores favoráveis, como a proximidade de fragmentos florestais remanescentes na paisagem, que por meio da chuva de sementes deverão enriquecer o BSS da área em questão. Visando acelerar o processo e não contar apenas com a regeneração pós-fogo, foi realizado o replantio das mudas de espécies nativas regionais na área atingida. Os dois estudos ressaltaram a importância do banco de sementes para a resiliência das áreas atingidas e de compensação, e a necessidade do reflorestamento com plantio de mudas em área total, como já vem sendo realizado.

**Palavras-chave:** Restauração ecológica; Bioindicadores; Resiliência; Diversidade.



## ABSTRACT

OLIVEIRA, Mateus Enrique Amorim, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2023. **Soil seed bank as a bioindicator of resilience in forest restoration areas, Brumadinho, MG.** Advisor: Sebastião Venâncio Martins.

In order to select an effective forest restoration technique, it is crucial to consider the intrinsic characteristics of the environment, such as the resilience of the ecosystem. This research aimed to assess the resilience potential of areas in the Paraopeba River basin, partially affected by the rupture of the iron ore tailings dam in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. Soil seed banks provide an excellent overview of species composition distribution and quantification. Thus, the methodology compared the soil seed bank with a reference ecosystem based on seedling species richness, density, and abundance. Studying the seed bank generated by the mud deposits on the Paraopeba River was the first step in assessing the impact of the dam rupture on the area's resilience potential. Three plots of 15 x 15 meters were assigned in the area called Marco Zero and three plots of the same size in the reference ecosystem, and ten seed bank samples of 30.5 x 20.5 cm were collected from each: MZL – first 5.0 cm of mud; MZS – first 5.0 cm of soil after removal of the mud layer; ER – first 5.0 cm of soil after litter removal in the reference ecosystem. In the ER, a density of 372 propagules.m<sup>-2</sup> was registered, belonging to 61 species and 23 botanical families. In MZL, 525 propagules.m<sup>-2</sup> of 31 species and 12 families were registered. Finally, MZS presented a density of 1737 propagules.m<sup>-2</sup>, belonging to 49 species and 18 botanical families. The soil seed bank of the Marco Zero area (MZS) demonstrated a high potential for natural regeneration, with seed abundance and species richness similar to the Reference Ecosystem (RE), although they present different floristic compositions. However, burying MZS in the mud implies seeds' death or induced dormancy and their overlap by a less diverse and less abundant seed bank (MZL). An alternative to stimulate the MZS seed bank is to stir up the mud that covers it in well-distributed spots throughout the area. Alternatively, the company has been planting seedlings of native species. The soil seed bank in area undergoing forest restoration by planting native seedlings after a fire in Brumadinho was also evaluated. To standardize the terrain, a 1 ha plot was allocated to the burned area (AQ), and within these six subplots measuring 15 x 15 meters were laid out in the expected manner. With the same purpose, in a forest fragment considered as a reference ecosystem (RE), a 0.5 ha plot was released and within it three estimated subplots. In each subplot of AQ and ER, ten samples were collected from the soil seed bank, using a 29.1 x 23.0 cm template in the first 5.0 cm of

depth. Overall, 1533 individuals of 83 species and 26 botanical families were sampled. In AQ, a density of 207 propagules.m<sup>-2</sup> was recorded, belonging to 44 species and 18 botanical families. In the ER, 372 propagules.m<sup>-2</sup> from 61 species and 23 families were registered. The fire negatively impacted the soil seed bank of the area, decreasing not only its density but also the species richness and, consequently, the local resilience. Nevertheless, factors favor the area's recovery, such as nearby remaining forest fragments, which may enrich its BSS through seed rain. Moreover, seedlings of regional native species were replanted in the affected area to speed up the process rather than relying solely on post-fire regeneration. Two studies emphasized the importance of seed banks for the resilience of disaster-affected and compensation areas and the need to plant seedlings throughout the area for reforestation, as is already being done.

**Keywords:** Ecological Restoration; Bioindicators; Resilience; Diversity

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	11
REFERÊNCIAS .....	14
<b>Capítulo I: Banco de sementes do solo de uma área atingida por rejeito de minério de ferro em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. ....</b>	<b>17</b>
1 INTRODUÇÃO .....	19
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	20
2.1. Área de estudo .....	20
2.2. Amostragem, coleta e avaliação do banco de sementes do solo .....	22
2.3. Análise de dados.....	24
3 RESULTADOS .....	25
3.1. Fitossociologia.....	25
3.2. Riqueza de espécies.....	31
3.3. Diversidade e abundância de plântulas .....	31
3.4. Composição florística.....	33
3.5. Categorias Ecológicas .....	33
4 DISCUSSÃO .....	35
5 CONCLUSÕES .....	39
REFERÊNCIAS .....	40
<b>Capítulo II: Banco de sementes do solo pós-fogo de uma área em restauração florestal em Brumadinho, MG, Brasil. ....</b>	<b>46</b>
1 INTRODUÇÃO .....	48
2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	49
2.1. Área de estudo .....	49
2.2. Amostragem, coleta e avaliação do banco de sementes do solo .....	51
2.3. Análise de dados.....	52
3 RESULTADOS .....	53

3.1. Fitossociologia.....	53
3.2. Riqueza de espécies.....	58
3.3. Diversidade e abundância de plântulas .....	59
3.4. Composição florística.....	60
3.5. Categorias Ecológicas .....	61
4 DISCUSSÃO .....	63
5 CONCLUSÕES .....	66
REFERÊNCIAS .....	67
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	73

## INTRODUÇÃO GERAL

A restauração ecológica é definida como processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Tendo em vista a crescente crise contemporânea da perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, existe uma urgente demanda mundial pela restauração ecológica e transformação de áreas degradadas em ecossistemas resilientes (MILLER et al., 2017). Dessa forma, a restauração desses ambientes torna-se uma prioridade global, objetivando recuperar, incrementar e conservar a biodiversidade, bem como os serviços ecossistêmicos que empregam diferentes contextos ambientais e socioeconômicos (JACOBS et al., 2015; SUDING et al., 2015; MARTIN & LYONS, 2018). As técnicas de restauração florestal utilizadas para atingir tais objetivos podem ser agrupadas em restauração ativa ou restauração passiva (MORRISON & LINDELL, 2011; BRANCALION et al., 2016). A restauração ativa, ocorre por meio da intervenção antrópica com o uso de estratégias que permitirão acelerar o processo de recuperação, como a correção do solo, o plantio de mudas e a semeadura direta, requisitando, conseqüentemente, de mais investimento financeiro (BRANCALION et al., 2016; MELI et al., 2017; MARTINS, 2018; TRENTIN et al., 2018). Enquanto a restauração passiva é uma alternativa mais ecológica e economicamente acessível, pois está vinculada as áreas degradadas que, ao serem removidas as ações de degradação, a trajetória da sucessão secundária segue naturalmente devido ao seu elevado potencial regenerativo (BRANCALION et al., 2016; MARTINS, 2018).

Atualmente, muitas paisagens modificadas pelo homem são compostas por florestas secundárias, as quais estão em processo de recuperação depois de sofrerem diferentes tipos de distúrbios (ARROYO – RODRIGUEZ et al., 2017). Esse processo de recuperação natural das florestas é denominado sucessão secundária, que consiste nas substituições de espécies após a ocorrência de uma perturbação natural ou antrópica, até alcançar um estágio estável correspondente à floresta madura (ALMEIDA, 2016). Para isso, apresenta diversos possíveis caminhos sucessionais, que são afetados por impactos ambientais negativos naturais ou antrópicos na paisagem, por ações como a urbanização, agricultura, pecuária, mineração, entre outras (ARROYO – RODRIGUEZ et al., 2017; GUERRA, 2018). A forma que o uso da terra afeta a sucessão depende da intensidade, extensão espacial, frequência, duração e práticas de manejo, sendo mediada por uma combinação complexa de mecanismos que atuam em diferentes componentes do ecossistema e em diferentes escalas espaciais e temporais (JAKOVAC et al., 2021). Dessa forma, conhecer os caminhos que moldam as florestas

secundárias, é imprescindível para a compreensão da resiliência e resistência de tais florestas (CHAZDON et al., 2009; GUERRA, 2018), visando atingir os objetivos da restauração.

A resiliência ecológica, ou seja, a capacidade de um ecossistema de se recuperar dos distúrbios naturais e, ou antrópicos, é maior e mais previsível em paisagens recentemente modificadas do que nas que passam décadas nesse processo, pois tem-se maior cobertura florestal remanescente, com presença de árvores matrizes, banco de sementes e propágulos vegetativos (ARROYO – RODRIGUEZ et al., 2017). Em contrapartida, paisagens recentemente modificadas sem a presença do que fora explícito devido ao elevado grau de modificação, também apresentam uma tendência sucessional, mas de baixíssima resiliência, tendendo a permanecer como estão, caso não haja intervenções antrópicas por meio da restauração ativa que favoreçam a sucessão, como a correção da acidez e adubação do solo, o plantio de mudas e semeadura direta, e as técnicas de nucleação (ARROYO – RODRIGUEZ et al., 2017; MELI et al., 2017; MARTINS, 2018; TRENTIN et al., 2018; ONESIMO et al., 2021).

Os processos ecológicos que conferem resiliência a ecossistemas alterados são governados pelas características da paisagem (tipo de solo, presença ou ausência e proximidade de fragmentos florestais, condições microclimáticas, interações bióticas, por exemplo) associados ao histórico de uso da terra, que em conjunto atuam sobre a disponibilidade de propágulos e sobre o estabelecimento e desenvolvimento de espécies, moldando os caminhos sucessionais (JAKOVAC et al., 2021). De acordo com Almeida (2016), o que garante a recuperação, sustentabilidade e manutenção da diversidade biológica em uma floresta tropical é a regeneração das espécies por meio de diversos mecanismos como banco de sementes do solo, banco de plântulas, brotações e chuvas de sementes, sem os quais, o nível de resiliência de uma área alterada diminui. Para tanto, é muito importante identificar o nível de resiliência da área degradada para estimar as possíveis trajetórias sucessionais, a fim de definir projetos de restauração florestal condizentes à realidade da área e reduzir os custos de investimento.

Projetos de restauração ecológica, baseados nos princípios científicos da ecologia da restauração, são aparatos importantes para reverter o quadro global de degradação de ecossistemas e a perda da biodiversidade (ARONSON & ALEXANDER, 2013; GANN et al., 2019; RODRÍGUEZ-UÑA et al., 2020). Além disso, visam também o aumento do estoque de carbono, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (BASTIN et al., 2019; BUSTAMANTE et al., 2019; WANG et al., 2020), o restabelecimento da ciclagem de nutrientes e da microbiota do solo, bem como a dinâmica entre as comunidades (CARLUCCI

et al., 2020) e a minimização de processos erosivos com a manutenção do ciclo hidrológico (CARLUCCI et al., 2020; LI et al., 2020). Todavia, cada ambiente sofre influência de uma miríade de variáveis que atuam de forma direta ou indireta em diferentes escalas (STUBLE et al., 2017). Dessa forma, pode-se afirmar que não existe uma “receita universal”, ou seja, um único projeto modelo ou técnica de restauração que pode ser aplicada em todas as diferentes áreas e situações. Portanto, é de suma importância adequar os projetos de restauração ecológica às diversas variáveis ambientais em nível local, de paisagem e regional, de forma a usufruir do potencial remanescente de regeneração do ecossistema e colaborar com o avanço da sucessão secundária (MARTINS, 2018).

Sendo assim, devido a dependência de características intrínsecas de cada local, a escolha de técnicas eficazes de restauração torna-se uma atividade complexa, mas pode ser direcionada utilizando indicadores do potencial de resiliência de tais áreas (MARTINS, 2018). Um dos principais bioindicadores utilizados para estimar tal atributo é o banco de sementes do solo (BSS), uma ferramenta essencial, pois sua avaliação fornece excelente panorama da composição de espécies e da distribuição e quantificação dos respectivos indivíduos nos ecossistemas degradados (CALEGARI et al., 2013; MARTINS et al. 2015; SILVA et al., 2019; ADJALLA et al., 2022). O conhecimento de tais aspectos pode gerar uma redução de custos nos projetos de restauração ecológica, conforme evidenciado por Holl & Brancalion (2020), os quais constataram que embora a restauração ativa consiga, por meio de nucleação ou plantio de árvores em área total, acelerar a recuperação de uma floresta, a abordagem de restauração passiva com condução da regeneração natural foi 66% mais barata.

Portanto, o objetivo da presente pesquisa foi conhecer o potencial de resiliência de áreas localizadas na bacia do rio Paraopeba, que foi parcialmente atingida pelo rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro em Brumadinho - MG, por meio da avaliação do banco de sementes do solo, comparando riqueza de espécies, densidade e abundância de plântulas com um ecossistema de referência da paisagem.

## REFERÊNCIAS

- ADJALLA, CHRISTIAN; TOSSO, FÉLICIEN; SALAKO, KOLAWOLÉ VALÈRE; & ASSOGBADJO, ACHILLE EPHREM. Soil seed bank characteristics along a gradient of past human disturbances in a tropical semi-deciduous forest: Insights for forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 503, p. 119744, 2022.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Editus, 2016.
- ARONSON, J. & ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; ... & TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.
- BASTIN J. F.; FINEGOLD Y.; GARCIA C.; MOLLICONE D.; REZENDE M.; ROUTH D.; ... & CROWTHER T. W. (2019). The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 76-79, 2019.
- BRANCALION, P. H.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J. R.; LAMONATO, F.; FARAH, F. T.; ... & RODRIGUES, R. R. 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.
- BUSTAMANTE, M. M.; SILVA, J. S.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A. B.; MASCIA, D. L.; GARCIA, E.; ... & NOBRE, C. 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.
- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; CAMPOS, L. C.; SILVA, E. & GLERIANI, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871-880, 2013.
- CARLUCCI, M. B.; BRANCALION, P. H.; RODRIGUES, R. R.; LOYOLA, R. & CIANCIARUSO, M. V. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1372-1383, 2020.
- CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; STORK, N. E.; MILLER, S. E. The potencial for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, p. 1046-1417, 2009.
- GANN, G. D.; MCDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J.; NELSON, C. R.; JONSON, J.; ... & DIXON, K. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. S1, p. S1-S46, 2019.
- GUERRA, V. **Estrutura e Composição Florística de Fragmento de Mata Atlântica em São Paulo, SP, Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Botânica. 2018.
- HOLL, K. D. & BRANCALION, P. H. S. Plantio de árvores não é uma solução simples. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580-581, 2020.
- JACOBS, D. F.; OLIET, J. A.; ARONSON, J.; BOLTE, A.; BULLOCK, J. M.; DONOSO, Pablo J.; ... & WEBER, John C. Restoring forests: what constitutes success in the twenty-first century?. **New Forests**, v. 46, n. 5, p. 601-614, 2015.



- JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; PEÑA-CLAROS, M.; MESQUITA, R. C. & BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, 2021.
- LI, Z.; NING, K.; CHEN, J.; LIU, C.; WANG, D.; NIE, X.; ... & WANG, T. Soil and water conservation effects driven by the implementation of ecological restoration projects: Evidence from the red soil hilly region of China in the last three decades. **Journal of Cleaner Production**, v. 260, p. 121109, 2020.
- MARTIN, D. M. & LYONS, J. E. Monitoring the social benefits of ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 6, p. 1045-1050, 2018.
- MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, p. 293-330, 2015.
- MARTINS, S. V. Alternative Forest restoration techniques. In: VIANA, Helder; & GARCIA-MOROTE; Francisco Antônio. (Eds.) **New perspectives in forest science**. London, IntechOpen, p.131-148. 2018.
- MELI, P.; HOLL, K. D.; REY BENAYAS, J. M.; JONES, H. P.; JONES, P. C.; MONTOYA, D. & MORENO MATEOS, D. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **Plos one**, v. 12, n. 2, p. e0171368, 2017.
- MILLER, B. P.; SINCLAIR, E. A.; MENZ, M. H.; ELLIOTT, C. P.; BUNN, E.; COMMANDER, L. E. ... & STEVENS, J. C. A framework for the practical science necessary to restore sustainable, resilient, and biodiverse ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 605-617, 2017.
- MORRISON, E. B. & LINDELL, C. A. Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, p. 170-177, 2011.
- ONESIMO, C. M.; DIAS, D. D.; VALE BEIRAO, M.; KOZOVITS, A. R. & MESSIAS, M. C. T. Ecological succession in areas degraded by bauxite mining indicates successful use of topsoil. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 1, 2021.
- RODRÍGUEZ-UÑA, A.; CRUZ-ALONSO, V.; ROHRER, Z. & MARTÍNEZ-BAROJA, L. Fresh perspectives for classic forest restoration challenges. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 12-15, 2020.
- SILVA, K. D. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA, A. & LOPES, A. T. Soil seed banks in a forest under restoration and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n.4, 2019.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. **The SER primer in ecological restoration** (Version 2). 2004.
- STUBLE, K. L.; FICK, S. E. & YOUNG, T. P. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1051-1057, 2017.
- SUDING, K.; HIGGS, E.; PALMER, M.; CALLICOTT, J. B.; ANDERSON, C. B.; BAKER, M.; ... & SCHWARTZ, K. Z. Committing to ecological restoration. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 638-640, 2015.

- TRENTIN, B. E.; ESTEVAN, D. A.; ROSSETTO, E. F. S.; GORENSTEIN, M. R.; BRIZOLA, G. P. & BECHARA, F. C. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 160-174, 2018.
- WANG, H.; YUE, C.; MAO, Q.; ZHAO, J.; CIAIS, P.; LI, W.; ... & MU, X. Vegetation and species impacts on soil organic carbon sequestration following ecological restoration over the Loess Plateau, China. **Geoderma**, v. 371, p. 114389, 2020.

## **Capítulo I: Banco de sementes do solo de uma área atingida por rejeito de minério de ferro em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.**

### **Resumo**

Identificar o nível de resiliência da área impactada antes da escolha das técnicas a serem utilizadas é de suma importância para usufruir do potencial remanescente de regeneração do ecossistema nos projetos de restauração florestal. O objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de resiliência de uma área atingida por rejeito de minério de ferro em Brumadinho e verificar o impacto no banco de sementes proporcionado pela lama depositada após uma cheia do rio Paraopeba. Foram lançadas três parcelas de 15 x 15 metros na área denominada Marco Zero e três parcelas de mesma dimensão no ecossistema de referência, em cada uma delas foram coletadas dez amostras de 30,5 x 20,5 cm de cada banco de sementes: MZL – primeiros 5 cm da lama; MZS – primeiros 5 cm de solo após a retirada da camada de lama; ER – primeiros 5 cm de solo após a retirada da serapilheira no ecossistema de referência. No geral foram amostradas 4942 plântulas de 95 espécies, pertencentes a 28 famílias botânicas. No ER, foi registrado uma densidade de 372 propágulos.m<sup>-2</sup>, pertencentes a 61 espécies e 23 famílias botânicas. Em MZL, 525 propágulos.m<sup>-2</sup> foram registrados, de 31 espécies e 12 famílias. Por fim, MZS apresentou densidade de 1737 propágulos.m<sup>-2</sup>, pertencentes a 49 espécies e 18 famílias botânicas. O banco de sementes do solo da área Marco Zero (MZS) demonstra um elevado potencial de regeneração natural, com grande abundância de sementes e riqueza de espécies similar ao ecossistema de referência (ER), embora apresentem composições florísticas distintas. Entretanto, o soterramento de MZS pela lama implicará na morte ou dormência induzida das sementes que o compõe, além da sua sobreposição por um banco de sementes menos diverso e menos abundante (MZL). Uma alternativa para estimular o banco de sementes do MZS é fazer o revolvimento da lama que o cobre, em manchas bem distribuídas pela área. Além disso, o plantio de mudas de espécies nativas tem sido realizado pela empresa.

**Palavras-chave:** Restauração ecológica; Bioindicadores; Resiliência; Diversidade.

## **Chapter I: Soil seed bank from an area affected by iron ore tailings in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil.**

### **Abstract**

Identifying the level of resilience of the impacted area before choosing the techniques to be used is extremely important to take advantage of the remaining potential for ecosystem regeneration in forest restoration projects. The objective of this study was assessing the resilience potential of areas in the Paraopeba River basin, partially affected by the rupture of the iron ore tailings dam in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. Soil seed banks provide an excellent overview of species composition distribution and quantification. Thus, the methodology compared the soil seed bank with a reference ecosystem based on seedling species richness, density, and abundance. Studying the seed bank generated by the mud deposits on the Paraopeba River was the first step in assessing the impact of the dam rupture on the area's resilience potential. Three plots of 15 x 15 meters were assigned in the area called Marco Zero and three plots of the same size in the reference ecosystem, and ten seed bank samples of 30.5 x 20.5 cm were collected from each: MZL – first 5.0 cm of mud; MZS – first 5.0 cm of soil after removal of the mud layer; ER – first 5.0 cm of soil after litter removal in the reference ecosystem. In the ER, a density of 372 propagules.m<sup>-2</sup> was registered, belonging to 61 species and 23 botanical families. In MZL, 525 propagules.m<sup>-2</sup> of 31 species and 12 families were registered. Finally, MZS presented a density of 1731 propagules.m<sup>-2</sup>, belonging to 49 species and 18 botanical families. The soil seed bank of the Marco Zero area (MZS) demonstrated a high potential for natural regeneration, with seed abundance and species richness similar to the reference ecosystem (RE), although they present different floristic compositions. However, burying MZS in the mud implies seeds' death or induced dormancy and their overlap by a less diverse and less abundant seed bank (MZL). An alternative to stimulate the MZS seed bank is to stir up the mud that covers it in well-distributed spots throughout the area. Alternatively, the company has been planting seedlings of native species.

**Keywords:** Ecological Restoration; Bioindicators; Resilience; Diversity.

## 1 INTRODUÇÃO

Para mitigar os impactos ambientais negativos ocasionados pelos distúrbios antropogênicos nos ecossistemas, a restauração ecológica desponta como importante e eficaz alternativa (MCDONALD et al., 2016). Em diversos casos, a implementação de projetos baseados nos princípios científicos da ecologia da restauração, torna-se necessária para a recomposição da biodiversidade e estabilidade de um ecossistema outrora degradado (ARONSON & ALEXANDER 2013; GANN et al., 2019; RODRÍGUEZ-UÑA et al., 2020). Entretanto, segundo Martins (2018), não existe uma “receita universal”, ou seja, um modelo ou técnica de restauração que pode ser aplicada em todas as diferentes áreas, sendo essencial adequar os projetos de restauração ecológica às diversas variáveis intrínsecas do local, de forma a usufruir do potencial remanescente de regeneração do ecossistema e colaborar com o avanço da sucessão secundária. Por isso, é muito importante conhecer e/ou prever o nível de resiliência da área impactada, antes da escolha das técnicas de restauração a serem utilizadas. (BESTELMEYER & BRISKE, 2012; MARTINS, 2018; WAINWRIGHT et al., 2020).

A garantia da autorrenovação, sustentabilidade e manutenção da diversidade biológica em uma floresta tropical provém da regeneração das espécies por meio de diversos mecanismos, como as brotações, chuvas de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas, sem os quais, o nível de resiliência de uma área degradada diminui (ALMEIDA, 2016; LEMAUVIEL et al., 2005; HOSOGI & KAMEYAMA, 2006; PLUE et al., 2021; ZEBAZE et al., 2022). Todos esses mecanismos podem ser estudados de forma a conhecer a resiliência de um local, todavia um dos principais bioindicadores utilizados para estimar tal atributo é o banco de sementes do solo (BSS), uma ferramenta essencial, pois sua avaliação fornece um excelente panorama da composição de espécies e da distribuição e quantificação dos respectivos indivíduos nos ecossistemas degradados (CALEGARI et al., 2013; MARTINS et al. 2015; SILVA et al., 2019; ADJALLA et al., 2022).

O BSS é formado por todas as sementes viáveis, mesmo que dormentes, presentes no solo e em sua camada superficial (MARTINS et al., 2015; DA SILVA et al., 2021). Suas sementes são principalmente ortodoxas, provenientes de um povoamento anterior que existiu no local ou da chuva de sementes proporcionada por diferentes agentes dispersores e incorporadas no solo, onde permanecem viáveis por meses ou anos, até que surjam condições favoráveis de luz, temperatura e umidade para a germinação (JARA-GUERRERO et al., 2020; DA SILVA et al., 2021; ZEBAZE et al., 2022). Cabe destacar que em ambientes perturbados o banco de sementes geralmente apresenta maior densidade e é majoritariamente composto por espécies pioneiras, pois suas fontes de sementes são mais abundantes e

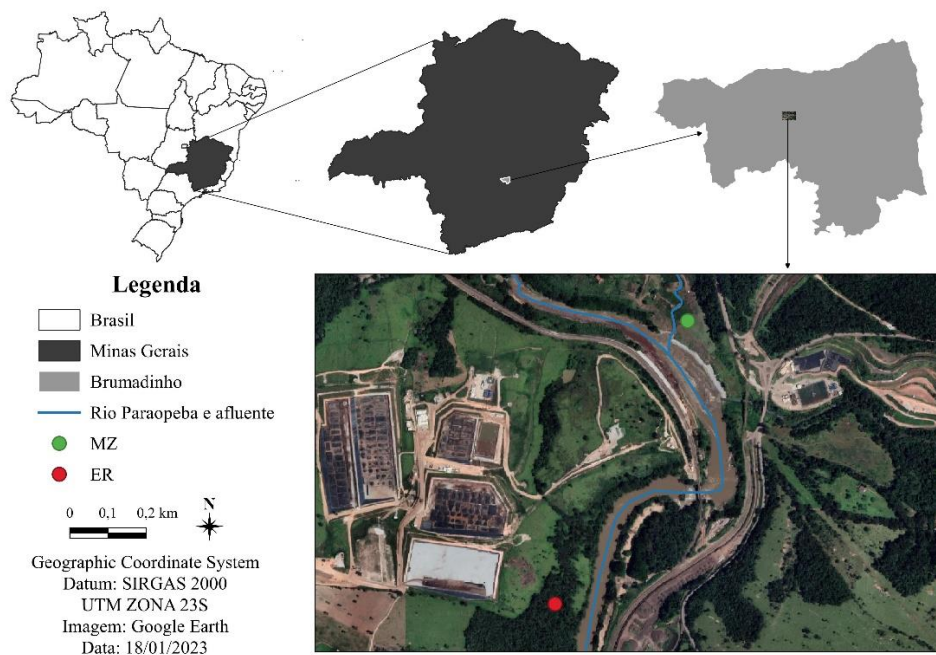
competitivas, o que torna o BSS dessas áreas ainda mais dependente de luz (LONG et al., 2015; ZEBAZE et al., 2022).

Perante o exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar o banco de sementes do solo de uma área atingida pelo rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro em Brumadinho, comparando riqueza de espécies, densidade e abundância de plântulas com um ecossistema de referência da paisagem, e buscando compreender o potencial de regeneração da vegetação local. Bem como, verificar o impacto no banco de sementes pela lama depositada pela cheia do rio Paraopeba.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

Esta pesquisa, que faz parte de um projeto de parceria entre a empresa Vale S/A e o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF), foi realizada em uma área da empresa, localizada na bacia hidrográfica do córrego Ferro-Carvão, no município de Brumadinho, Minas Gerais. O riacho, afluente do Rio Paraopeba, que por sua vez desagua no Rio São Francisco, foi impactado no dia 25 de janeiro de 2019 pelo rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro B1 da mina Córrego do Feijão. Por ser o local do primeiro contato desse material com o curso hídrico do rio Paraopeba, a área estudada foi denominada como Marco Zero (Figura 1).



**Figura 1.** Localização da área de estudo Marco Zero (MZ) e do Ecossistema de Referência (ER) em Brumadinho, MG.

A microbacia do córrego Ferro-Carvão apresenta relevo predominantemente plano na foz (Marco Zero) e montanhoso acidentado na parte nordeste, com declives entre 45% e 75% e altitudes variando entre 900 e 1000 m. Em sua maioria, os solos encontrados na porção centro-sul da microbacia e próximo a foz são classificados como cambissolos e na porção norte como neossolos (COBRAPE, 2020; DU et al., 2020; EDUARDO et al., 2021; MENDES et al., 2022; FILHO et al., 2023). No Marco Zero, após ser impactado diretamente pelo rejeito de minério de ferro, foram realizadas ações para a retirada do material, bem como ações de bioengenharia para estabilizar o solo. Três anos após tais atividades, o solo apresenta acidez ativa fraca de acordo com a classificação química ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6,62$ ), a acidez trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ) é classificada como muito baixa e a acidez potencial ( $\text{H} + \text{Al}$ ) como baixa. Além disso, possui soma de bases (SB) classificada como boa, CTC efetiva (t) média, CTC pH 7 (T) média, saturação por bases (V) boa, saturação por  $\text{Al}^{3+}$  (m) muito baixa, cálcio trocável ( $\text{Ca}^{2+}$ ) bom, magnésio trocável ( $\text{Mg}^{2+}$ ) bom e matéria orgânica (MO) baixa. O teor de carbono orgânico (CO) é aproximadamente igual a 0,93 dag/kg, sendo classificado como baixo. Quanto a disponibilidade de Fósforo (P), Potássio (K) e Ferro (Fe) o solo é classificado como bom, médio e alto, respectivamente. E de acordo com a análise física este solo é de classificação textural Franco-Argilosa e apresenta densidade igual a 1,32 g/cm<sup>3</sup>.

Quanto a tipologia florestal, a vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual, componente do Domínio Floresta Atlântica (MENDES et al., 2022). É importante ainda salientar que a área de estudo está inserida em uma paisagem mesclada por pastagens, áreas urbanas e fragmentos de florestas secundárias em estágio inicial e médio de regeneração. O clima da região, segundo a classificação climática de Köppen, é classificado como Cwa e definido como zona subtropical úmida com verão quente e inverno seco, e o índice pluviométrico anual médio é de 1608 mm (ÁLVARES et al., 2013; FILHO et al., 2023; TEIXEIRA et al., 2021; KETTENHUBER; OLIVEIRA; MARTINS, 2023).

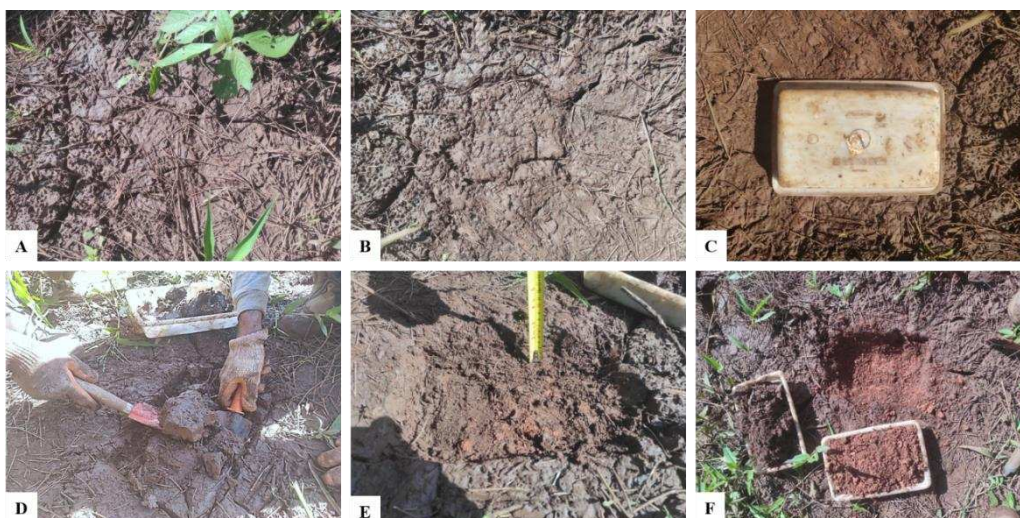
Entre novembro de 2021 e fevereiro de 2022, período mais chuvoso da região, ocorreu aumento expressivo do volume de água do rio Paraopeba que ocasionou a deposição de uma camada de “lama” nas áreas adjacentes ao curso hídrico, variando de 5 a 50 cm de profundidade no Marco Zero. Essa lama, apresenta acidez ativa fraca de acordo com a classificação química ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 6,75$ ), a acidez trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ) e a acidez potencial ( $\text{H} + \text{Al}$ ) são classificadas como muito baixas. Além disso, possui soma de bases (SB) classificada como média, CTC efetiva (t) média, CTC pH 7 (T) média, saturação por bases (V) muito boa, saturação por  $\text{Al}^{3+}$  (m) muito baixa, cálcio trocável ( $\text{Ca}^{2+}$ ) bom, magnésio trocável ( $\text{Mg}^{2+}$ ) médio e matéria orgânica (MO) baixa. O teor de Carbono Orgânico (CO) é aproximadamente

igual a 0,55 dag/kg, sendo classificado como baixo. Quanto a disponibilidade de Fósforo (P), Potássio (K) e Ferro (Fe) o solo é classificado como muito bom, bom e alto, respectivamente. E de acordo com a análise física possui classificação textural Argilo-Siltosa e apresenta densidade igual a 1,18 g/cm<sup>3</sup>. A lama demonstrou ser bastante semelhante ao solo sobreposto tanto nos atributos químicos quanto físicos avaliados.

## 2.2. Amostragem, coleta e avaliação do banco de sementes do solo

Em fevereiro de 2022, para coleta dos bancos de sementes do solo, três parcelas de 15 x 15 m, foram lançadas no Marco Zero (MZ) e outras três de mesma dimensão em área de floresta nativa não atingida, localizada à 840 metros da área estudada (Figura 1). O ecossistema de referência (ER) é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual e encontra-se em estágio médio de sucessão.

No MZ foram coletadas aleatoriamente, com o auxílio de um gabarito de 30,5 x 20,5 cm, 20 amostras de banco de sementes em cada parcela: dez nos primeiros 5 centímetros de profundidade, correspondente a “Lama” depositada após a cheia do rio (MZL), e dez nos primeiros 5 centímetros de solo, encontrado após a retirada da camada de lama (MZS), perfazendo assim, 60 amostras no Marco Zero (Figura 2). No ER foram coletadas aleatoriamente 10 amostras em cada parcela a uma profundidade de 5,0 cm após a retirada da serapilheira, totalizando 30 amostras na floresta nativa. As 90 amostras de banco de sementes coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos transparentes, identificadas e transportadas para a casa de vegetação do Laboratório de Restauração Florestal, no viveiro de pesquisas da Universidade Federal de Viçosa, campus Viçosa, MG.



**Figura 2.** Sequência da coleta do banco de sementes do solo na área Marco Zero em Brumadinho, MG. A – Porção aleatória da área dentro da parcela; B – Retirada da serapilheira



existente; C – Gabarito de 30,5 x 20,5 cm para dimensionamento; D – Coleta da “Lama” nos primeiros 5 cm de profundidade; E – Retirada de toda camada de lama presente até o solo; F – Banco de sementes do solo de MZL e MZS coletados.

No viveiro as amostras foram transferidas para bandejas plásticas de dimensões 30,5 x 20,5 x 6 cm perfuradas para evitar o acúmulo de água, e dispostas aleatoriamente em bancadas dentro da casa de vegetação coberta por sombrite 50% (Figura 3). Foram dispostas na bancada bandejas com areia esterilizada, com a função de controle. Neste ambiente, as amostras foram mantidas sob irrigação por aspersão automatizada três vezes ao dia, durante seis meses (25 de fevereiro a 25 de agosto de 2022). As avaliações foram realizadas em intervalos semanais, contabilizando e identificando à nível de espécies todas as plântulas emergentes, independentemente de seu hábito de crescimento e forma de vida, de acordo com o método indireto de emergência de plântulas (BROWN, 1992). As espécies não identificadas foram retiradas para consultas à literatura e ao herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa.



**Figura 3.** Amostras dos bancos de sementes MZL, MZS e ER dispostas aleatoriamente nas bancadas da casa de vegetação do Laboratório de Restauração Florestal no viveiro de pesquisas da Universidade Federal de Viçosa.

A classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016). Para confirmação dos autores dos nomes científicos consultou-se a Lista de Espécies da Flora e Funga do Brasil (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023) e o site World Flora Online (WFO, 2023). Todas as espécies identificadas foram classificadas quanto

à origem (nativa e exótica) e forma de vida (arbórea, arbustiva, herbácea e trepadeira) (REFLORA, 2023), bem como quanto à sua respectiva classe sucessional (pioneira, secundária inicial e secundária tardia) (GANDOLFI et al., 1995) e síndrome de dispersão (autocórica, anemocórica e zoocórica) (VAN DER PIJL, 1982).

### 2.3. Análise de dados

Por meio do programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010) foram calculados os parâmetros fitossociológicos de frequência, densidade e valor de importância (ELLENBERG & MUELLER-DOMBOIS, 1974), assim como os índices de diversidade de Shannon-Weaver (MAGURRAN, 1988) e de equabilidade de Pielou (PIELOU, 1975). Um Diagrama de Venn foi construído para avaliar a similaridade entre os bancos de sementes, de acordo com o número de espécies compartilhadas e exclusivas de cada um desses.

A riqueza de espécies do banco de sementes foi avaliada utilizando curvas de rarefação e extrapolação, que foram estimadas com base no número de parcelas com o primeiro número de Hill,  $q = 0$  (CHAO et al., 2014). A extrapolação foi baseada em dados de presença e ausência com 999 replicações de *bootstrap* para estimar intervalos de confiança de 95% (COLWELL et al., 2012), usando o pacote “iNEXT” (HSIEH et al., 2016) no programa R (R CORE TEAM, 2018). Quando os intervalos de confiança nos valores observados interpolados não se sobrepõem, considera-se que o número de espécies difere significativamente ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) (COLWELL et al., 2012).

A comparação das médias de abundância de plântulas e diversidade de Shannon entre os bancos de sementes foi executada por meio do teste de Kruskal-Wallis e posteriormente por meio do teste de Dunn (CRAWLEY, 2013). Em ambos os testes, considerou-se que as médias diferem significativamente em  $p$ -valor  $< 0,01$ . As comparações foram conduzidas no software estatístico R (R CORE TEAM, 2018).

No programa R também foi analisada e comparada a composição de espécies dos três tratamentos (MZL, MZS e ER), a partir da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) usando o índice de Jaccard baseado em dados de presença e ausência. O NMDS foi obtido utilizando a função “metaMDS” do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2018). Para determinar as possíveis diferenças na composição de espécies, foi aplicada a análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA, 9999 *permutations*), utilizando a rotina “adonis2” disponível no pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2018). As comparações pareadas para os tratamentos foram realizadas por meio da função “adonis.pair” do pacote “EcolUtils” (SALAZAR, 2023).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1. Fitossociologia

No decorrer dos seis meses de avaliação dos bancos de sementes, foram amostradas 4942 plântulas de 95 espécies, pertencentes a 28 famílias botânicas, em todos os tratamentos. Das espécies, quatro foram identificadas somente ao nível de gênero e cinco ao nível de família (Tabela 1). Nas bandejas controle não houve emergência de plântulas, mostrando a não contaminação do experimento por sementes vindas de outras fontes.

**Tabela 1:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência (ER) e do Marco Zero (MZL e MZS), Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Número de Indivíduos				O	FV	CS	SiD
	ER	MZL	MZS	Total				
<b>Amaranthaceae</b>								
<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R.Br.	0	3	5	8	N	H	P	Ane
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	0	23	178	201	N	H	P	Aut
Amaranthaceae 1	0	0	1	1	N	H	P	Ane
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	0	0	1	1	E	H	P	Zoo
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	0	0	1	1	E	H	Nc	Aut
<i>Amaranthus viridis</i> L.	0	0	2	2	E	H	P	Zoo
<b>Apocynaceae</b>								
<i>Asclepias</i> sp.	23	0	0	23	Nc	H	P	Aut
<b>Asteraceae</b>								
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0	1	9	10	N	H	P	Zoo
Asteraceae 1	1	0	0	1	N	H	Si	Ane
Asteraceae 2	1	0	0	1	N	H	P	Ane
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	2	1	1	4	N	B	P	Ane
<i>Baccharis</i> sp.	8	0	0	8	Nc	H	P	Ane
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	0	82	206	288	N	H	P	Ane
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob.	12	0	0	12	N	B	P	Ane
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	9	36	194	239	N	H	P	Ane
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	10	2	6	18	N	H	P	Ane
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	0	6	16	22	N	H	P	Ane
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	0	0	3	3	E	H	P	Ane
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	2	1	0	3	N	H	Si	Ane

Cont.

**Tabela 1, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência (ER) e do Marco Zero (MZL e MZS), Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Número de Indivíduos				O	FV	CS	SiD
	ER	MZL	MZS	Total				
<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	6	0	0	6	N	H	Si	Ane
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	2	0	0	2	N	A	P	Zoo
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	0	280	398	678	N	H	P	Ane
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	10	0	0	10	N	H	P	Ane
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	3	0	0	3	N	H	P	Ane
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	3	0	0	3	N	A	P	Ane
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	10	0	2	12	N	B	P	Ane
<i>Vernonanthura</i> sp.	1	0	0	1	Nc	H	P	Ane
<i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	0	0	1	1	E	H	Si	Ane
<b>Begoniaceae</b>								
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	6	4	5	15	N	H	P	Ane
<b>Cannabaceae</b>								
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	10	0	0	10	N	A	Nc	Zoo
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	17	0	0	17	N	A	P	Zoo
<b>Commelinaceae</b>								
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	48	0	0	48	N	H	P	Aut
<b>Convolvulaceae</b>								
<i>Ipomoea triloba</i> L.	6	0	0	6	N	T	P	Ane
<b>Cucurbitaceae</b>								
<i>Melothria pendula</i> L.	1	0	0	1	N	T	Si	Zoo
<b>Cyperaceae</b>								
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	1	0	0	1	N	H	Nc	Aut
<i>Cyperus esculentus</i> L.	0	103	70	173	E	H	P	Ane
<i>Cyperus iria</i> L.	0	27	1026	1053	N	H	P	Aut
<i>Cyperus rotundus</i> L.	0	12	4	16	E	H	P	Ane
<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.	1	1	2	4	N	H	P	Aut
<b>Euphorbiaceae</b>								
<i>Croton urucurana</i> Baill.	0	0	1	1	N	A	P	Aut
<i>Euphorbia hirta</i> L.	0	26	92	118	N	H	P	Aut
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	0	2	4	6	N	H	P	Aut

Cont.

**Tabela 1, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência (ER) e do Marco Zero (MZL e MZS), Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Número de Indivíduos				O	FV	CS	SiD
	ER	MZL	MZS	Total				
<b>Fabaceae</b>								
<i>Aeschynomene americana</i> L.	0	6	35	41	N	H	P	Aut
<i>Crotalaria lanceolata</i> E.Mey.	0	2	9	11	E	H	Nc	Aut
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	1	0	0	1	N	H	P	Zoo
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	0	3	2	5	E	H	Nc	Zoo
<b>Lamiaceae</b>								
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	11	0	0	11	N	H	P	Zoo
<b>Malvaceae</b>								
<i>Corchorus hirtus</i> L.	2	0	0	2	N	H	P	Aut
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2	0	0	2	N	A	P	Zoo
<i>Sida cordifolia</i> L.	3	0	0	3	N	H	P	Zoo
<i>Sida rhombifolia</i> L.	1	0	2	3	N	H	P	Ane
<i>Waltheria indica</i> L.	0	0	12	12	N	H	P	Aut
<b>Melastomataceae</b>								
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	66	0	0	66	N	B	P	Zoo
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	134	0	0	134	N	B	P	Zoo
<b>Onagraceae</b>								
<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	0	7	4	11	N	B	P	Ane
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H.Hara	0	51	55	106	N	B	P	Ane
<b>Oxalidaceae</b>								
<i>Oxalis corniculata</i> L.	39	16	19	74	E	H	P	Aut
<b>Phyllanthaceae</b>								
<i>Phyllanthus caroliniensis</i> Walter	3	0	0	3	N	H	P	Aut
<i>Phyllanthus stipulatus</i> (Raf.) G.L.Webster	3	0	0	3	N	H	Nc	Zoo
<b>Piperaceae</b>								
<i>Piper umbellatum</i> L.	24	0	2	26	N	H	P	Zoo
<b>Plantaginaceae</b>								
<i>Scoparia dulcis</i> L.	0	264	716	980	N	H	P	Ane
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	0	2	24	26	N	H	Nc	Aut
<b>Poaceae</b>								
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	0	5	40	45	E	H	P	Ane
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	10	4	27	41	E	H	P	Ane
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	0	1	18	19	E	H	P	Ane

Cont.

**Tabela 1, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência (ER) e do Marco Zero (MZL e MZS), Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Número de Indivíduos				O	FV	CS	SiD
	ER	MZL	MZS	Total				
Poaceae 1	5	0	0	5	N	H	P	Ane
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	0	4	10	14	E	H	P	Ane
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	11	0	2	13	E	H	P	Ane
<b>Polygalaceae</b>								
<i>Asemeia martiana</i> (A.W.Benn.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	5	0	0	5	N	H	Nc	Aut
<i>Polygala paniculata</i> L.	0	0	2	2	N	H	P	Aut
<b>Portulacaceae</b>								
<i>Portulaca oleracea</i> L.	0	0	2	2	N	H	P	Zoo
<b>Rosaceae</b>								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	5	0	0	5	N	A	St	Zoo
<i>Prunus reflexa</i> (Gardner) Walp.	3	0	0	3	N	A	St	Zoo
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	7	0	0	7	N	B	St	Zoo
<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schltldl.	2	0	0	2	N	H	St	Zoo
<b>Rubiaceae</b>								
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	34	0	0	34	N	H	Si	Aut
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	4	0	0	4	N	H	Si	Aut
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	45	0	0	45	N	H	P	Aut
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	1	0	0	1	N	A	St	Zoo
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	16	0	0	16	N	H	P	Aut
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	1	0	4	5	N	H	P	Ane
Rubiaceae 1	12	0	0	12	N	H	Si	Aut
<b>Solanaceae</b>								
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltldl.	0	0	1	1	N	A	P	Zoo
<i>Physalis angulata</i> L.	1	0	0	1	E	H	P	Ane
<i>Physalis pubescens</i> L.	1	0	0	1	N	H	P	Zoo
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	3	0	0	3	N	B	P	Zoo
<i>Solanum americanum</i> Mill.	29	0	21	50	N	H	P	Zoo
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	2	0	0	2	N	B	P	Zoo
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	6	0	0	6	N	A	P	Zoo
<i>Solanum paniculatum</i> L.	0	0	1	1	N	B	P	Zoo
<i>Solanum</i> sp.	1	0	0	1	Nc	B	P	Zoo
<b>Turneraceae</b>								
<i>Piriqueta cistoides</i> (L.) Griseb.	3	0	0	3	N	H	P	Zoo

Cont.

**Tabela 1, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência (ER) e do Marco Zero (MZL e MZS), Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Número de Indivíduos				O	FV	CS	SiD
	ER	MZL	MZS	Total				
<b>Urticaceae</b>								
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0	0	1	1	N	A	P	Zoo
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	3	2	2	7	N	H	P	Ane
<b>Verbenaceae</b>								
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	6	8	20	34	N	H	P	Ane
<b>Total</b>	698	985	3259	4942				

Em que: ER: Ecossistema de Referência; MZL: Marco Zero Lama; MZS: Marco Zero Solo; O: origem (E: exótica, N: nativa); FV: forma de vida (A: arbórea, B: arbustiva, H: herbácea, T: trepadeira); CS: categoria sucessional (P: pioneira, Si: secundária inicial, St: secundária tardia); SiD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica, Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.

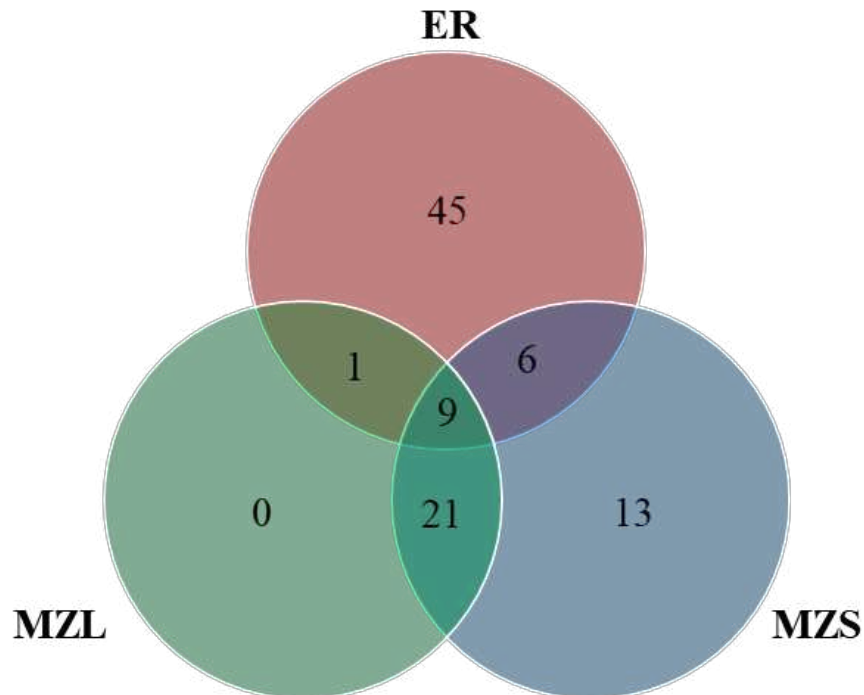
Foram retiradas, do banco de sementes MZL, 985 indivíduos de 31 espécies diferentes, as quais pertencem a 12 famílias botânicas (Tabela 1). A densidade encontrada foi de 525 propágulos.m<sup>-2</sup>. Quanto aos índices avaliados, obteve-se um índice de Shannon-Weaver equivalente a 2,194 e Equabilidade de Pielou igual a 0,639. De acordo com o Índice de Valor de Importância (IVI) estimado, as espécies que mais se destacaram em MZL foram: *Pluchea sagittalis* (Lam.) Cabrera e *Scoparia dulcis* L., que representaram 55,23% do número total de indivíduos amostrados, somadas as espécies *Cyperus esculentus* L., *Chromolaena laevigata* (Lam.) R.M.King & H.Rob. e *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist e *Ludwigia tomentosa* (Cambess.) H.Hara passam a representar 82,83% do total. As famílias botânicas mais abundantes foram: Asteraceae (8 spp.), Plantaginaceae (2 spp.) e Cyperaceae (4 spp.), responsáveis por 83,05% das plântulas identificadas.

O banco de sementes MZS, em termos quantitativos, foi o que obteve o maior número de plântulas identificadas, ao todo foram contabilizadas 3259 plântulas, pertencentes a 49 espécies e a 18 famílias botânicas (Tabela 1). A densidade foi de 1.737 propágulos por m<sup>2</sup>, o índice de Shannon-Weaver equivalente de 2,244 e Equabilidade de Pielou igual a 0,576. Em destaque estão as espécies: *Cyperus iria* L., *Scoparia dulcis* L., *Pluchea sagittalis* (Lam.) Cabrera, *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, *Alternanthera tenella* Colla e *Chromolaena laevigata* (Lam.) R.M.King & H.Rob., de acordo com o IVI, sendo as três primeiras responsáveis por 65,66% dos indivíduos amostrados. Quanto as famílias botânicas, 87,94%

das plântulas identificadas pertencem as famílias Cyperaceae (4 spp.), Asteraceae (10 spp.), Plantaginaceae (2 spp.) e Amaranthaceae (6 spp.).

No banco de sementes ER foram identificados 698 indivíduos, pertencentes a 61 espécies de 23 famílias botânicas. A densidade estimada foi de 372 propágulos por m<sup>2</sup>, o índice de Shannon de 3,265 e Equabilidade de 0,794. As famílias com maiores IVI foram a Melastomataceae (2 spp.), Rubiaceae (7 spp.) e Asteraceae (15 spp.) e as espécies com maiores IVI foram: *Leandra niangaeformis* Cogn., *Clidemia hirta* (L.) D.Don, *Commelina diffusa* Burm.f., *Borreria verticillata* (L.) G.Mey., *Solanum americanum* Mill. e *Piper umbellatum* L., que juntas correspondem a 49,57% dos indivíduos recrutados.

No que se refere ao compartilhamento de espécies, nove espécies foram comuns entre os três tratamentos (MZL, MZS e ER). O ecossistema de referência apresentou 45 espécies exclusivas deste ambiente, além de 6 espécies compartilhadas apenas com o Marco Zero Solo e uma espécie compartilhada apenas com o Marco Zero Lama. Nenhuma espécie identificada foi exclusiva do MZL, que apresentou um elevado número (21) de espécies compartilhadas apenas com o MZS, no qual 13 espécies exclusivas foram encontradas (Figura 4).

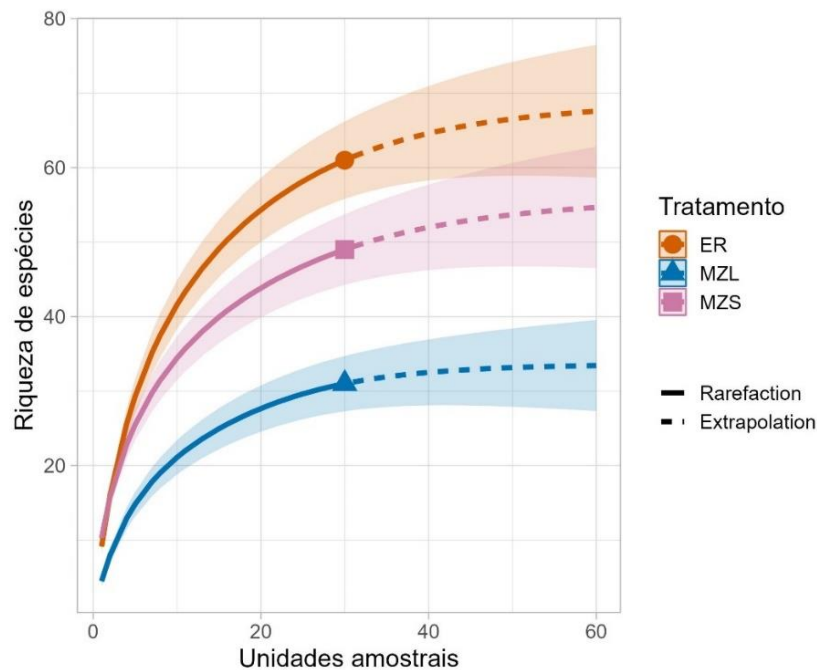


**Figura 4.** Diagrama de Venn para apresentar o compartilhamento de espécies entre os tratamentos e o número de suas respectivas espécies exclusivas. Em que: ER – Ecossistema de Referência; MZL – Marco Zero Lama; MZS – Marco Zero Solo.



### 3.2. Riqueza de espécies

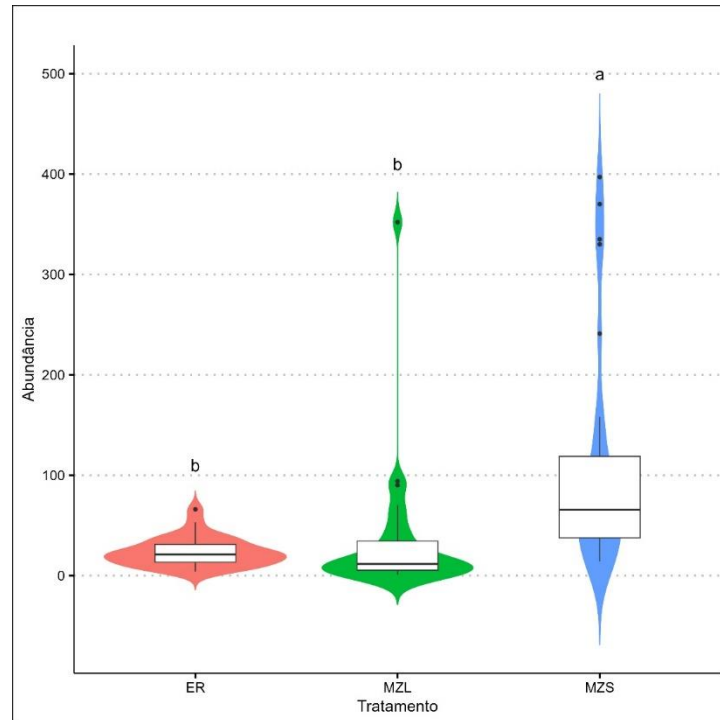
Os valores de riqueza encontrados na amostragem foram de 61 espécies no ecossistema de referência (ER), 49 espécies no Marco Zero solo (MZS) e 31 espécies no Marco Zero lama (MZL). A riqueza de espécies entre os bancos de sementes do solo ER e MZS diferiram estatisticamente entre si, quando se consideram os valores observados interpolados (Figura 5). E ambas apresentaram riqueza diferente estatisticamente do banco de sementes MZL ( $p$ -valor < 0,05).



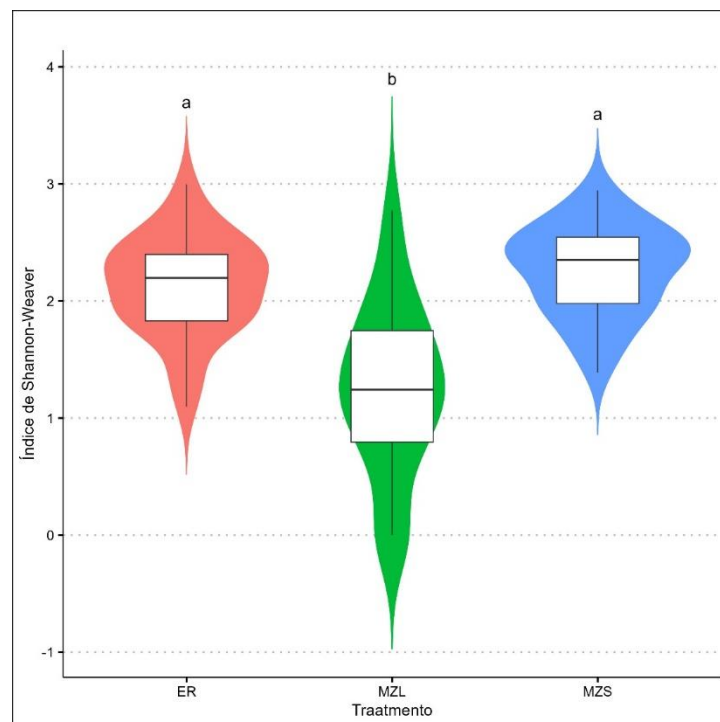
**Figura 5.** Curvas de rarefação (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada) da riqueza de espécies do banco de sementes do solo, de acordo com o número de parcelas amostradas no Marco Zero e ecossistema de referência em Brumadinho, MG. Em que: MZL – Marco Zero Lama; MZS – Marco Zero Solo; ER – Ecossistema de Referência.

### 3.3. Diversidade e abundância de plântulas

Comparando-se a variabilidade da abundância de plântulas nos três bancos de sementes (Kruskal-Wallis,  $p$ -valor =  $3,60 \cdot 10^{-07}$ ), observou-se que existem diferenças significativas entre eles (teste de Dunn post hoc  $p$ -valor < 0,01), sendo a maior abundância no MZS (Figura 6). O índice de diversidade de Shannon-Weaver (Kruskal-Wallis,  $p$ -valor =  $3,54 \cdot 10^{-08}$ ) também apresentou diferenças significativas entre os bancos de sementes (teste de Dunn post hoc  $p$ -valor < 0,01), mostrando maior diversidade no ER e no MZS em relação ao MZL (Figura 7).



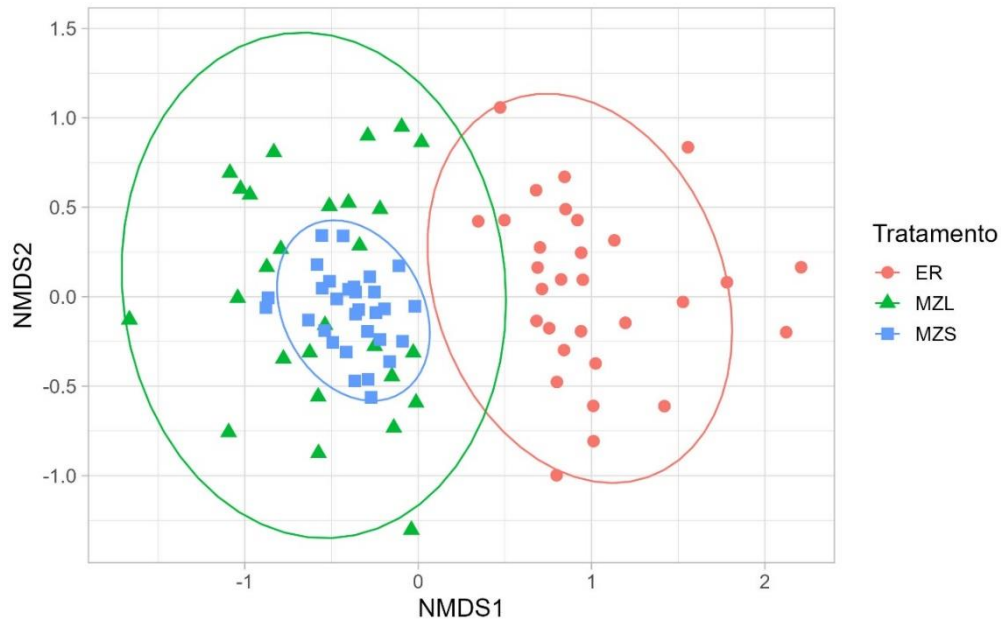
**Figura 6.** Diferenças na abundância de plântulas entre os bancos de sementes amostrados no Marco Zero e ecossistema de referência em Brumadinho, MG. Letras diferentes indicam diferenças significativas (teste de Dunn;  $p$ -valor < 0,01). Em que: MZL – Marco Zero Lama; MZS – Marco Zero Solo; ER – Ecossistema de Referência.



**Figura 7.** Diferenças no índice de Shannon-Weaver entre os bancos de sementes amostrados no Marco Zero e ecossistema de referência em Brumadinho, MG. Letras diferentes indicam diferenças significativas (teste de Dunn;  $p$ -valor < 0,01). Em que: MZL – Marco Zero Lama; MZS – Marco Zero Solo; ER – Ecossistema de Referência.

### 3.4. Composição florística

Observou-se uma marcada variabilidade da composição de espécies entre as áreas de regeneração com relação ao sistema de com diferenças significativas (PERMANOVA:  $F_{2,87} = 9,79$ ;  $p\text{-valor} < 0,01$ , Stress Euclidean = 0,14). No entanto, se observou uma alta sobreposição da composição de espécies entre os bancos de sementes Marco Zero Lama e Marco Zero Solo (NMDS) (Figura 8).



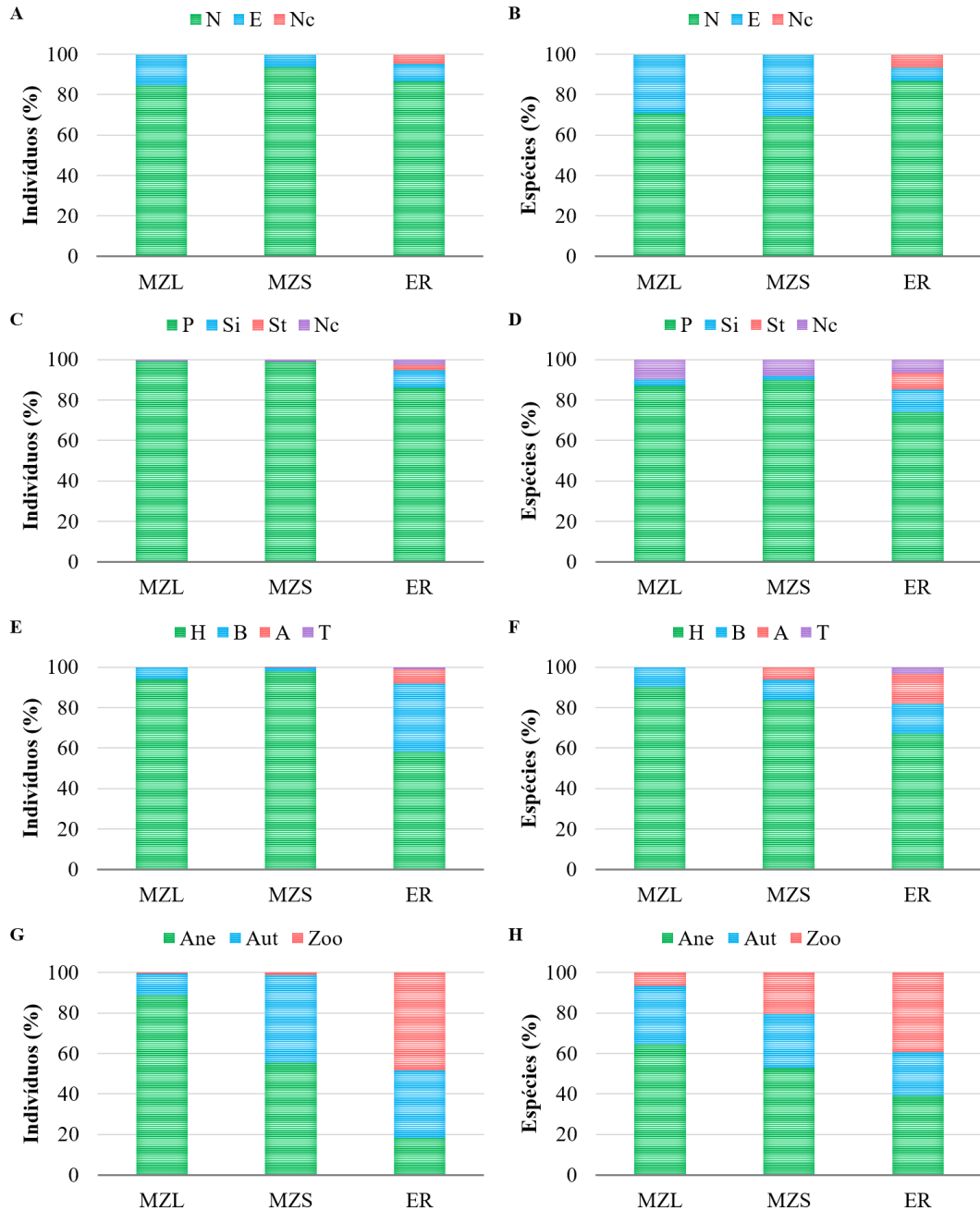
**Figura 8.** Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para a composição de espécies, usando o índice de Jaccard baseado em dados de presença e ausência, entre os três bancos de sementes analisados Brumadinho, MG. Em que: MZL – Marco Zero Lama; MZS – Marco Zero Solo; ER – Ecosistema de Referência.

### 3.5. Categorias Ecológicas

As espécies identificadas nos bancos de sementes do solo também foram classificadas de acordo com a sua origem: exótica e nativa (Figura 9A e B), categoria sucessional: pioneiras, secundária inicial e secundária tardia (Figura 9C e D), forma de vida: herbácea, arbustiva, arbórea e trepadeira (Figura 9E e F), e síndrome de dispersão: anemocórica, autocórica e zoocórica (Figura 9G e H).

Em geral, os três bancos de sementes (MZL, MZS e ER) apresentaram predomínio de espécies nativas, pioneiras e herbáceas, tanto em porcentagem de indivíduos amostrados, tanto em porcentagem de espécies identificadas. Espécies arbustivas foram pouco representativas em MZS e MZL (10,20% e 9,68% das espécies identificadas, respectivamente), mas a presença de sementes de espécies arbóreas em MZS (6,12% das espécies identificadas), é algo a se destacar, perante a inexistência destas em MZL. Quanto a

síndrome de dispersão, o ecossistema de referência apresentou uma boa representatividade das classes, sobressaindo espécies zoocóricas, principalmente em relação a abundância de seus indivíduos (48,28%). Já nas duas camadas amostradas no Marco Zero, houve predomínio de espécies anemocóricas e autocóricas.



**Figura 9.** Distribuição dos indivíduos amostrados e das espécies identificadas, em relação ao total, de acordo com sua origem (A e B), categoria sucessional (C e D), forma de vida (E e F) e síndrome de dispersão (G e H), nos bancos de sementes coletados no Marco Zero e ecossistema de referência em Brumadinho, MG. Em que: MZL – Marco Zero Lama; MZS – Marco Zero Solo; ER – Ecossistema de Referência; N – Nativa; E – Exótica; P – Pioneiras; Si – Secundária Inicial; St – Secundária Tardia; H – Herbácea; B – Arbustiva; A – Arbórea; T – Trepadeira; Ane – Anemocórica; Auto – Autocórica; Zoo – Zoocórica; Nc – Não Classificada.

#### 4 DISCUSSÃO

Os resultados encontrados nesse estudo demonstram diferenças significativas entre os dois bancos de sementes do solo amostrados na área Marco Zero, tanto na riqueza de espécies e composição florística, quanto na abundância de plântulas. Dessa forma, é notável a sobreposição de um banco de sementes menos diverso e menos abundante (MZL) acima de outro mais rico (MZS) após a deposição da lama sobre o solo.

Entretanto, o banco de sementes amostrado após a retirada da lama (MZS) apresenta uma riqueza de espécies (49) inferior a outros estudos realizados em áreas de Floresta Estacional Semidecidual conservadas ou restauradas (FRANCO et al., 2012; MIRANDA NETO et al., 2014; MIRANDA et al., 2016; SOARES & LAURITO, 2018), em processo de restauração (BALESTRIN et al., 2019; SILVA et al., 2019; MARTINS et al., 2021) ou que sofreram uma recente perturbação similar ao ocorrido em Brumadinho, MG (PILLOCELLI, 2020; ALVES, 2022). Comportamento constatado quantitativamente e estatisticamente neste experimento, dado que ambos bancos de sementes encontrados no Marco Zero (MZS e MZL) diferem do BSS amostrado no ecossistema de referência (ER), quando se consideram os valores observados interpolados (Figura 5).

A alta sobreposição da composição de espécies entre os bancos de sementes Marco Zero Lama e Marco Zero Solo (Figura 8), é justificado por serem coletados na mesma área e compartilharem 30 das 31 espécies que compõe MZL (Figura 4). Entretanto, ao compararmos a composição florística desses bancos de sementes com o ecossistema de referência notamos uma expressiva variabilidade com diferenças significativas entre os pares. Essa transformação na composição é algo comumente encontrado em ambientes que passaram por grandes distúrbios, pois tais áreas apresentam maior ocorrência de espécies ruderais, as quais, em sua maioria, são responsáveis pelo início da sucessão ecológica (MARTINS et al., 2008; LU et al., 2010; RODRIGUES et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2012; CALEGARI et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017; SOUSA et al., 2017; SILVA et al., 2019; CAMPANHARO et al., 2020; COSTA et al., 2020; PILLOCELLI, 2020; ALVES, 2022).

As famílias botânicas Asteraceae, Cyperaceae, Plantaginaceae e Amaranthaceae, obtiveram a maior representatividade nos bancos de sementes MZL e MZS, sendo responsáveis por 83,05% e 87,94% das plântulas identificadas, respectivamente. Isso porque áreas fortemente impactadas tendem a apresentar maior densidade de sementes de espécies herbáceas que formam um banco de sementes persistente, visto a capacidade dessas espécies de produzirem uma grande quantidade de sementes e possuírem a anemocoria como síndrome

de dispersão, sendo facilmente dispersas pelo vento (GARWOOD, 1989; SILVA et al., 2007; MARTINS, 2012; BALESTRIN et al., 2019; SILVA et al., 2019; MARTINS et al., 2021).

Por esse motivo, a densidade de plântulas emergidas em MZS (1737,44 propágulos.m<sup>-2</sup>) foi tão proeminente e é similar aos valores encontrados em outros estudos de áreas impactadas (CALEGARI et al., 2013; BALESTRIN et al., 2019; SILVA et al., 2019; PILLOCELLI, 2020; MARTINS et al., 2021; ALVES, 2022). Por outro lado, MZL apresentou valor bem menor (525,12 propágulos.m<sup>-2</sup>) ao expresso por MZS, mas ainda assim similar aos valores médios encontrados em outros trabalhos em florestas tropicais, que demonstraram densidades próximas a 500 propágulos.m<sup>-2</sup> para a maioria dos estudos avaliados por Martins et al. (2015). A saída de sementes por meio da elevada taxa de germinação logo após a redução do nível de água do rio Paraopeba e/ou o pouco tempo de exposição da lama à chuva de sementes, podem ter ocasionado essa diferença. Entretanto, não é possível prever se MZL alcançará a mesma densidade e composição florística que MZS, pois uma área recentemente modificada pode seguir diversos possíveis caminhos sucessionais (ARROYO – RODRIGUEZ et al., 2017; JAKOVAC et al, 2021).

De fato, MZS apresenta predomínio de espécies herbáceas que favorecem a melhoria das condições do solo e microclima, controlam a erosão e auxiliam no processo inicial de colonização de áreas recém perturbadas, se adaptando às condições iniciais locais (RODRIGUES et al., 2010; MARTINS, 2012; CALEGARI et al., 2013). Contudo, os indivíduos amostrados se concentram em apenas três espécies (65,66%): *Cyperus iria*, *Scoparia dulcis* e *Pluchea sagittalis*, ocasionado por meio da chuva de sementes influenciada pela grande presença dessas em áreas adjacentes ao Marco Zero. Visto que são espécies nativas regionais, tal característica não é apontada como problemática para o processo de restauração florestal, mas a presença de gramíneas exóticas, como as dos gêneros *Urochloa* spp. e *Digitaria* spp., despertam um alerta necessário, pois em elevada densidade atuam como impedimento à germinação e ao crescimento de espécies importantes para a sucessão ecológica (CORREIA e MARTINS, 2015; BALESTRIN et al., 2019; SILVA et al., 2019).

Os bancos de sementes amostrados no Marco Zero foram majoritariamente compostos por espécies nativas, 70,97% em MZL e 69,69% em MZS, sendo que em número de indivíduos amostrados MZS apresentou apenas 6,41% de plântulas de espécies exóticas, enquanto que MZL 15,23%. Esse predomínio de espécies nativas no banco de sementes reflete o potencial de regeneração natural da área, contudo, mesmo que em proporção pequena, a presença de gramíneas exóticas agressivas é um alerta que deve ser considerado. Tal aspecto, atrelado a concentração dos indivíduos de MZL (55,23%) em apenas duas

espécies: *Pluchea sagittalis* e *Scoparia dulcis*, expõe a necessidade do monitoramento da área independentemente da técnica a ser utilizada no processo de restauração.

A grande maioria das espécies identificadas nos bancos de sementes MZL e MZS pertencem à categoria sucessional das pioneiras, 87% e 90% respectivamente, o que corrobora com outros estudos que constataram o predomínio dessas espécies no banco de sementes do solo (FRANCO et al., 2012; MIRANDA NETO et al., 2014; MIRANDA NETO et al., 2017; SOARES & LAURITO, 2018; BALESTRIN et al., 2019; SILVA et al., 2019; PILLOCELLI, 2020; MARTINS et al., 2021; ALVES, 2022). Espécies pioneiras se caracterizam por produzirem uma grande quantidade de sementes e por possuírem eficientes mecanismos de dispersão, além de serem capazes de manter suas sementes viáveis e dormentes no solo por longos períodos, formando um banco de sementes persistente (MARTINS, 2012; SOUSA et al., 2017; MIRANDA NETO; MARTINS; SILVA, 2019). Em razão disso que mais de 70% das espécies encontradas no banco de sementes do solo do ecossistema de referência também são pioneiras, pois caso ocorra algum distúrbio, elas são de fundamental importância para a condução da sucessão ecológica (BAIDER et al., 2001; COSTALONGA et al., 2006).

Por normalmente apresentarem um rápido crescimento a pleno sol e serem pouco exigentes quanto a fertilidade do solo, indivíduos pioneiros conseguem auxiliar na melhoria do ambiente de forma a propiciar o ingresso, germinação e desenvolvimento de espécies mais exigentes, como as secundárias iniciais e tardias (MIRANDA NETO et al., 2010; RODRIGUES et al., 2010; MARTINS, 2014; MARTINS et al., 2021). Dessa forma, a predominância de espécies herbáceas pioneiras e nativas no banco de sementes do solo em qualquer ambiente, reforça o potencial de resiliência da vegetação, uma vez que são elas que iniciam o processo de sucessão ecológica (BRANCALION et al., 2015; BALESTRIN et al., 2019; PILLOCELLI, 2020; MARTINS et al., 2021). Mas, a falta expressiva de espécies de estágios sucessionais avançados em MZL e MZS, deve ser levada em consideração no projeto de restauração florestal, contornando esse atributo com técnicas de enriquecimento por semeadura ou plantio de mudas de espécies nativas, que já vem sendo realizado pela empresa.

Com base no exposto, o domínio averiguado de espécies herbáceas pioneiras em MZS e o seu tempo de exposição à chuva de sementes, justifica a maior abundância de sementes encontrada entre os tratamentos estudados (Figura 6), além de apresentar diversidade de espécies similar ao ER (Figura 7), ainda assim, MZS e ER possuem baixa proporção de espécies compartilhadas (15,79%), sendo considerados dissimilares de acordo com o critério proposto por Ellemberg e Müller-Dombois (1974). A proximidade do Marco Zero à fragmentos de floresta nativa adjacentes— fator importante para a colonização de áreas

alteradas (CHAZDON, 2008; MARTINS et al., 2012; MIRANDA NETO et al., 2014) – revelam a tendência ao enriquecimento do banco de sementes em MZS ao longo do tempo, além de torná-lo cada vez mais similar ao ecossistema de referência (ER) com o avanço sucessional (DALLING 2002; CALEGARI et al., 2013; SILVA et al., 2019; PILLOCELLI, 2020). Contudo, a sobreposição do banco de sementes MZS por MZL, poderá dificultar o ingresso de novas espécies e poderá ocasionar a perda das sementes existentes no banco soterrado, visto a inexistência das condições propícias para a germinação, além da morte de inúmeras sementes.

O soterramento do solo pela lama do rio, presenciado no presente trabalho, afeta a germinação, a emergência e o estabelecimento de plântulas (FENNER, 1985; BENVENUTI et al., 2001; TRABA et al., 2004; BENVENUTI & MAZZONCINI, 2021; KHAN et al., 2022; LIU et al., 2023). Pois, com o aumento da profundidade do solo, observa-se a diminuição da temperatura e da disponibilidade de oxigênio, o acúmulo de CO<sub>2</sub>, redução da flutuação de temperatura, além do aumento da perda de sementes por ataque de fungos, podendo ser agravada pelo aumento de umidade no solo (HARPER, 1977; MAYER & POLJAKOFF-MAYBER 1989; BENVENUTI et al., 2001; SCHAFFER & KOTANEN, 2003; MACKENZIE & NAETH, 2019; TRAVLOS et al. 2020). A presença da camada de lama sobre MZS resulta na afirmação de que MZL será a principal fonte de propágulos para a regeneração da vegetação no Marco Zero. Embora o banco de sementes de MZL possa necessitar de muito tempo para atingir a riqueza, diversidade e composição florística já existente no solo soterrado, a chuva de sementes dos fragmentos florestais adjacentes deve com o tempo causar o enriquecimento deste banco. Além do plantio de mudas de espécies nativas regionais que já vem sendo realizado pela empresa, uma alternativa para acelerar a regeneração natural é o revolvimento da lama expondo o solo soterrado, em pontos bem distribuídos por toda a área do Marco Zero.



## 5 CONCLUSÕES

O banco de sementes do solo da área Marco Zero (MZS) apresenta grande abundância de sementes, proporcionada pelas espécies ruderais que o compõe, característica comumente encontrada em áreas recém-perturbadas. A dissimilaridade observada na riqueza de espécies e na composição florística entre MZS e o ecossistema de referência (ER), bem como a baixa representatividade de espécies arbóreas nesse banco de sementes, confirma a necessidade da restauração florestal ativa na área por meio do plantio de mudas nativas da região, que vem sendo realizada pela empresa

O soterramento de MZS pela lama diminui o potencial de regeneração da área e proporciona a morte ou dormência induzida das sementes que o compõe, além da sua sobreposição por um banco de sementes menos diversidade e menos abundante (MZL). Além disso, o Marco Zero está propenso a uma dominância na vegetação local das espécies presentes no banco de sementes da lama (MZL), reforçando a importância de um monitoramento mais frequente da área, visto a maior representatividade de espécies exóticas no total de sementes de MZL.

## REFERÊNCIAS

- ADJALLA, CHRISTIAN; TOSSO, FÉLICIEN; SALAKO, KOLAWOLÉ VALÈRE; & ASSOGBADJO, ACHILLE EPHREM. Soil seed bank characteristics along a gradient of past human disturbances in a tropical semi-deciduous forest: Insights for forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 503, p. 119744, 2022.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Editus, 2016.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M. & SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, William. Restauração Florestal em áreas atingidas pelo rejeito da barragem de Fundão, Minas Gerais, Brasil. **Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa**. Orientador: Sebastião Venâncio Martins. 2022.
- APG, I. V. The linnean society of London. **Botanical journal of the linnean society**, v. 181, p. 1-20, 2016.
- ARONSON, J. & ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; ... & TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during atlantic forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.
- BALESTRIN, D.; MARTINS, S. V.; FONSECA, W. & COSIMO, L. H. E. Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. **Revista Árvore**, v. 43, 2019.
- BENVENUTI, S. & MAZZONCINI, M. “Active” Weed Seed Bank: Soil Texture and Seed Weight as Key Factors of Burial-Depth Inhibition. **Agronomy**, v. 11, n. 2, p. 210, 2021.
- BENVENUTI, S.; MACCHIA, M. & MIELE, S. Quantitative analysis of emergence of seedlings from buried weed seeds with increasing soil depth. **Weed Science**, v. 49, n. 4, p. 528-535, 2001.
- BESTELMEYER, B. T. & BRISKE, D. D. Grand challenges for resilience-based management of rangelands. **Rangeland Ecology & Management**, v. 65, n. 6, p. 654-663, 2012.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. 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, cap. 9, p. 262-292. 2015.
- BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, n. 8, p. 1603-1612, 1992.

- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; CAMPOS, L. C.; SILVA, E. & GLERIANI, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871-880, 2013.
- CAMPANHARO, I. F.; MARTINS, S. V.; VILLA, P. M.; KRUSCHEWSKY, G. C.; DIAS, A. A.; NABETA, F. H. 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.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K. & ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: Carson WP, Schnitzer SA (Eds.). **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., p. 385–408. 2008.
- COBRAPE – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos, 2020. Plano diretor da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba. 67.
- COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S. Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L. & LONGINO, J. T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of plant ecology**, v. 5, n. 1, p. 3-21, 2012.
- CORREIA, G. G. S. & MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 79-87, 2015.
- COSTA, P. F. D.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S. L.; FRÓES, C. Q.; SANTOS, B. S. D. & BARBOSA, T. O. Banco de sementes do solo em áreas restauradas no sul do estado de Mato Grosso do Sul-MS. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 104-116, 2020.
- COSTALONGA, S. R.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; SILVA, A. F.; BORGES, E. E. L. & GUIMARÃES, F. P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.
- CRAWLEY M. J. **The R Book**, second ed. Wiley, London. 2013.
- DA SILVA, J. P. G.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P. & FERREIRA, R. L. C. Morphofunctional ecology of seedlings found in a tropical rainforest seed bank, in the northeast of Brazil. **FLORESTA**, v. 51, n. 3, p. 614-622, 2021.
- DALLING, J. W. Ecología de semillas. In: Dalling, J.W., Guariguata, M. (Eds.), **Ecología y Conservación de bosques Neotropicales**. Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica, p. 345–375, 2002.
- DU, Z.; GE, L.; NG, A. H. M.; ZHU, Q.; HORGAN, F. G. & ZHANG, Q. Risk assessment for tailings dams in Brumadinho of Brazil using InSAR time series approach. **Science of The Total Environment**, v. 717, p. 137125, 2020.
- EDUARDO, C. C.; FELIPPE, M. F. & DA SILVA, T. M. Proposta Metodológica para Mapeamento de Relevos Tecnogênicos em Áreas de Desastres Ambientais. **Espaço Aberto**, v. 11, n. 1, p. 5-26, 2021.
- ELLENBERG, D. & MUELLER-DOMBOIS, D. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974.

- FENNER, M. Soil seed banks. **Seed ecology**, p. 57-71, 1985.
- FILHO, C. R. M.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO SILVA, M. M. A. P.; MENDES, R. G.; DE SOUZA ROLIM, G.; PISSARRA, T. C. T.; ... & FERNANDES, L. F. S. The Accuracy of Land Use and Cover Mapping across Time in Environmental Disaster Zones: The Case of the B1 Tailings Dam Rupture in Brumadinho, Brazil. **Sustainability**, v. 15, n. 8, p. 6949, 2023.
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 22 Out 2023.
- FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L. & RIBEIRO, G. A. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. D. 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.
- GANN, G. D.; MCDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J.; NELSON, C. R.; JONSON, J.; ... & DIXON, K. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. S1, p. S1-S46, 2019.
- GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. **Ecology of soil seed banks**, 1989.
- GUIMARÃES, J. C.; CHAGAS, J.; CAMPOS, C.; ALECRIM, E. & MACHADO, F. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, 2012.
- HARPER, J. L. Population biology of plants. **Population biology of plants.**, 1977.
- HOSOGI, D. & KAMEYAMA, A. Timing for the planting method using deciduous forest topsoil in suburban Tokyo, Japan. **Ecological Engineering**, v. 26, n. 2, p. 123-131, 2006.
- HSIEH, T.C.; MA, K.H. & CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.
- JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; PEÑA-CLAROS, M.; MESQUITA, R. C. & BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, 2021.
- JARA-GUERRERO, A.; ESPINOSA, C. I.; MÉNDEZ, M.; DE LA CRUZ, M. & ESCUDERO, A. Dispersal syndrome influences the match between seed rain and soil seed bank of woody species in a Neotropical dry forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 31, n. 6, p. 995-1005, 2020.
- KETTENHUBER, P. L. W.; OLIVEIRA, D. A. D. S. & MARTINS, S. V. Selecting Native Species for Soil and Water Bioengineering Techniques: Alternative to Restore Areas in Brumadinho, MG, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 30, p. e20220088, 2023.
- KHAN, A. M.; MOBILI, A.; WERTH, J. A. & CHAUHAN, B. S. Germination and seed persistence of *Amaranthus retroflexus* and *Amaranthus viridis*: Two emerging weeds in Australian cotton and other summer crops. **Plos one**, v. 17, n. 2, p. e0263798, 2022.

- LEMAUVIEL, S.; ROZÉ, F. & CLÉMENT, B. A Study of the Dynamics of the Seed Banks in a Complex Dune System, with the Aim of Restoration. **Journal of coastal research**, v. 21, n. 5, p. 991-999, 2005.
- LIU, S.; JIANG, Z.; WU, Y.; ZHANG, X. & HUANG, X. Combined effects of temperature and burial on seed germination and seedling growth rates of the tropical seagrass *Enhalus acoroides*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 562, p. 151881, 2023.
- LONG, R. L.; GORECKI, M. J.; RENTON, M.; SCOTT, J. K.; COLVILLE, L.; GOGGIN, D. E.; ... & FINCH-SAVAGE, W. E. The ecophysiology of seed persistence: a mechanistic view of the journey to germination or demise. **Biological Reviews**, v. 90, n. 1, p. 31-59, 2015.
- LU, Z. J.; LI, L. F.; JIANG, M. X.; HUANG, H. D. & BAO, D. C. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region?. **Plant Ecology**, v. 209, p. 153-165, 2010.
- MACKENZIE, D. D. & NAETH, M. A. Native seed, soil and atmosphere respond to boreal forest topsoil (LFH) storage. **Plos one**, v. 14, n. 9, p. e0220367, 2019.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton university press, 1988.
- MARTINS, S. V. A sucessão ecológica e sua importância. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 3ª ed., Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2014. cap. 5, p. 43-56.
- MARTINS, S. V. Alternative forest restoration techniques. In: VIANA, Helder; & GARCIA-MOROTE; Francisco Antônio. (Eds.) **New perspectives in forest science**. London, IntechOpen, p.131-148. 2018.
- MARTINS, S. V., RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S., & CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**, v. 2, p. 21-52, 2012.
- MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, p. 293-330, 2015.
- MARTINS, S. V.; DA SILVA FONSECA, W.; COSIMO, L. H. E.; & BALESTRIN, D. Soil Seed Banks in Two Environments of Forest Restoration Post Bauxite Mining: Native Tree Plantation and Natural Regeneration. **Research in Ecology**, v. 3, n. 1, p. 1-13, 2021.
- MARTINS, S. V; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V. & RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.
- MAYBER, A. M. & A. POLJAKOFF-MAYBER. **The germination of seeds** (4<sup>th</sup> ed.). New York, Pergamon Press. 270p. 1989.
- MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J. & DIXON, K. W. International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. (Society for Ecological Restoration: Washington, DC, USA.). **Soil-Tec, Inc., © Marcel Huijser, Bethanie Walder**, 2016.

- MENDES, R. G.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO, M. M. A. P.; DE MORAIS FERNANDES, G. H.; FERNANDES, L. F. S.; FERNANDES, A. C. P.; ... & PACHECO, F. A. L. 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. 158248, 2022.
- MIRANDA NETO, A.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A. & SILVA, D. A. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 1035-1043, 2010.
- MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V. & SILVA, K. A. Plantlet rescue in a soil seed bank to produce forest species seedlings. **Ecological Engineering**, v. 132, p. 94-101, 2019.
- MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A. & GLERIANI, J. M. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 609-620, 2014.
- MIRANDA, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. D. A.; LOPES, A. T. & DEMOLINARI, R. D. A. Banco de sementes em mina de bauxita restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2016.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., ... & WAGNER, H. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4–6. 2018. **There Is No Corresponding Record for This Reference**, 2018.
- PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165p.
- PILOCELLI, Aline. Bioindicadores para monitoramento da restauração de áreas impactadas pelo rompimento da barragem de fundão, Mariana, Minas Gerais. **Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa**. Orientador: Sebastião Venâncio Martins. 2020.
- PLUE, J.; VAN CALSTER, H.; AUESTAD, I.; BASTO, S.; BEKKER, R. M.; BRUUN, H. H.; ... & AUFFRET, A. G. Buffering effects of soil seed banks on plant community composition in response to land use and climate. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 1, p. 128-139, 2021.
- R-CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 09 jan. 2023.
- RIBEIRO, T. D. O.; BAKKE, I. A.; SOUTO, P. C.; BAKKE, O. A. & LUCENA, D. D. S. Seed bank diversity in different managed areas of caatinga in the semiarid region of Paraíba state, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 203-213, 2017.
- RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 1, p. 65-73, 2010.
- RODRÍGUEZ-UÑA, A.; CRUZ-ALONSO, V.; ROHRER, Z. & MARTÍNEZ-BAROJA, L. Fresh perspectives for classic forest restoration challenges. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 12-15, 2020.
- SALAZAR, G. *\_EcolUtils: Utilities for community ecology analysis\_*. R package version 0.1. 2023. URL: <https://github.com/GuillemSalazar/EcolUtils>.

- SCHAFFER, M. & KOTANEN, P. M. The influence of soil moisture on losses of buried seeds to fungi. **Acta Oecologica**, v. 24, n. 5-6, p. 255-263, 2003.
- SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1**. Campinas: UNICAMP, 2010.
- SILVA, A. A.; FERREIRA, F. A.; FERREIRA, L. R. & SANTOS, J. B. Biologia de plantas daninhas. In: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. (Ed.). **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. 1a ed., Viçosa: Editora UFV, cap. 1, 2007.
- SILVA, K. D. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA, A. & LOPES, A. T. Soil seed banks in a forest under restoration and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n.4, 2019.
- SOARES, J. J. & LAURITO, S. F. Seasonal semideciduous forest fragment soil seed bank and its relationship with conservation. **Revista Árvore**, v. 41, 2018.
- SOUSA, T. R.; COSTA, F. R. C.; BENTOS, T. V.; LEAL FILHO, N.; MESQUITA, R. C. G. & RIBEIRO, I. O. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 105-112, 2017.
- TEIXEIRA, D. B. D. S.; VELOSO, M. F.; FERREIRA, F. L. V.; GLERIANI, J. M. & DO AMARAL, C. H. 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. 7, p. 1-13, 2021.
- TRABA, J.; AZCÁRATE, F. M. & PECO, B. From what depth do seeds emerge? A soil seed bank experiment with Mediterranean grassland species. **Seed Science Research**, v. 14, n. 3, p. 297-303, 2004.
- TRAVLOS, I.; GAZOULIS, I.; KANATAS, P.; TSEKOURA, A.; ZANNOPOULOS, S. & PAPASTYLIANOU, P. Key factors affecting weed seeds' germination, weed emergence, and their possible role for the efficacy of false seedbed technique as weed management practice. **Frontiers in Agronomy**, v. 2, p. 1, 2020.
- VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal. **Berlin: SpringerVerlag**, 225 p., 1982.
- WAINWRIGHT, C. E.; DAVIES, G. M.; DETTWEILER-ROBINSON, E.; DUNWIDDIE, P. W.; WILDERMAN, D. & BAKKER, J. D. Methods for tracking sagebrush-steppe community trajectories and quantifying resilience in relation to disturbance and restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 115-126, 2020.
- WFO (2023): World Flora Online. Published on the Internet; <<http://www.worldfloraonline.org>>. Accessed on: 22 Oct 2023.
- ZEBAZE, D.; FAYOLLE, A.; DAÏNOU, K.; LIBALAH, M.; DROISSART, V.; SONKÉ, B. & DOUCET, J.L. O uso da terra tem pouca influência no banco de sementes do solo em uma floresta úmida da África Central. **Biotropica**, v. 54, n. 1, pág. 100-112, 2022.

## **Capítulo II: Banco de sementes do solo pós-fogo de uma área em restauração florestal em Brumadinho, MG, Brasil.**

### **Resumo**

O fogo, além dos impactos no ciclo do carbono, pode ser muito prejudicial ao ecossistema e às comunidades do ambiente, reduzindo biomassa viva existente, e afetando a composição das espécies do banco de sementes do solo, diminuindo, conseqüentemente, o potencial de regeneração local. O objetivo deste estudo foi conhecer o potencial de regeneração de uma área em restauração florestal por plantio de mudas nativas após ocorrência de incêndio, localizada em Brumadinho – MG. Uma parcela de 1 ha foi alocada na área estudada (AQ), e dentro desta foram lançadas seis subparcelas de 15 x 15 metros de forma aleatória. Com o mesmo intuito, em um fragmento florestal como ecossistema de referência (ER), foi lançada uma parcela de 0,5 ha e em seu interior três subparcelas. No geral foram amostrados 1533 indivíduos de 83 espécies e 26 famílias botânicas. Em AQ, foi registrado uma densidade de 207 propágulos.m<sup>-2</sup>, pertencentes a 44 espécies e 18 famílias botânicas. No ER, 372 propágulos.m<sup>-2</sup> foram registrados, de 61 espécies e 23 famílias. O incêndio proporcionou impactos negativos diretos ao banco de sementes do solo da área, diminuindo não somente a sua densidade, como também a riqueza de espécies e por conseqüência, a resiliência local. Entretanto, é provável sua recuperação no longo prazo, visto a presença de fatores permissivos a isso, como a proximidade de fragmentos florestais remanescentes na paisagem, que por meio da chuva de sementes deverá enriquecer o BSS da área em questão. Visando acelerar o processo e não contar apenas com a regeneração pós-fogo, foi realizado o replantio das mudas de espécies nativas regionais na área atingida.

**Palavras-chave:** Bioindicadores; Resiliência; Diversidade; Regeneração Natural.



## **Chapter II: Post-fire soil seed bank from an area undergoing forest restoration in Brumadinho, MG, Brazil.**

### **Abstract**

Fire, in addition to its impacts on the carbon cycle, can be very harmful to the ecosystem and environmental communities, reducing existing living biomass and affecting the species composition of the soil seed bank, consequently reducing the potential for local regeneration. The objective of this study was to know the resilience potential of an area undergoing forest restoration by planting native seedlings after a fire, located in Brumadinho - MG. A 1 ha plot was allocated in the studied area (AQ), and within this, six subplots of 15 x 15 meters were placed randomly. With the same purpose, a 0.5 ha plot was laid in a forest fragment as a reference ecosystem (RE), and three subplots were set inside. Overall, 1533 individuals of 83 species and 26 botanical families were sampled. In AQ, a density of 207 propagules.m<sup>-2</sup> was recorded, belonging to 44 species and 18 botanical families. In the ER, 372 propagules.m<sup>-2</sup> from 61 species and 23 families were registered. The fire negatively impacted the soil seed bank of the area, decreasing not only its density but also the species richness and, consequently, the local resilience. Nevertheless, factors favor the area's recovery, such as nearby remaining forest fragments, which may enrich its BSS through seed rain. Moreover, seedlings of regional native species were replanted in the affected area to speed up the process rather than relying solely on post-fire regeneration. Two studies emphasized the importance of seed banks for the resilience of disaster-affected and compensation areas and the need to plant seedlings throughout the area for reforestation, as is already being done.

**Keywords:** Bioindicators; Resilience; Diversity; Natural Regeneration.

## 1 INTRODUÇÃO

Na busca para combater os desafios críticos do Antropoceno, a restauração florestal é uma alternativa importante alicerçada nos pilares ecossistêmicos (SEDDON et al., 2020; TEDESCO et al., 2023). Para favorecer e apoiar as crescentes ações de restauração, foi declarado pela Organização das Nações Unidas o período de 2021 a 2030 como a ‘Década da Restauração de Ecossistemas’ (TEDESCO et al., 2023). Nessa conjuntura, o Brasil se comprometeu, desde o acordo de Paris, em restaurar 12 milhões de hectares de florestas até 2030, e por meio do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica em restaurar 15 milhões de hectares de Mata Atlântica até 2050 (BRANCALION et al., 2013; BUSTAMANTE et al., 2019; RICHARDS et al., 2020). Em vista a cumprir tais metas as políticas ambientais no Brasil tornaram-se mais fortes, exigindo mais rigorosamente a restauração e preservação das Áreas de Preservação Permanente (APP’s) e Reserva Legal (RL’s) aos proprietários de terras, além da compensação ambiental por empresas, devido à implementação, operação ou danos ambientais de suas atividades (BUSTAMANTE et al., 2019).

No país, a restauração ativa é frequentemente utilizada nas áreas a serem compensadas, e o plantio de mudas de espécies arbóreas é a técnica mais comumente empregada, recomendada e desenvolvida, principalmente nos biomas Caatinga, Amazônia e Mata Atlântica (RODRIGUES et al., 2011; PALMA & LAURANCE, 2015; GUERRA et al., 2020; RAUPP et al., 2020). Isso se deve a elevada capacidade dessa técnica para acelerar a recuperação dos ambientes degradados, além de aumentar o sombreamento, a formação de serapilheira e a entrada de nutrientes no solo (CELENTANO et al., 2011; MARTINS, 2012; RAUPP et al., 2020). Em áreas dominadas por gramíneas exóticas, a restauração ativa por meio do plantio de espécies desejadas é provavelmente necessária, visto a competitividade das gramíneas invasoras com as espécies nativas por água, luz e recursos nutricionais, além de alterarem os regimes de incêndios florestais (SMITH & TUNISON, 1992; GRISCOM & ASHTON, 2011; CROUZEILLES et al., 2016; PERKINS et al., 2012; JUAN-BAEZA et al., 2015; DIMSON & GILLESPIE, 2020). O acúmulo da matéria morta de gramíneas, principalmente na época da seca, torna-se combustível para o fogo, o que contribui para um aumento na frequência e dimensão de incêndios em plantios de restauração (ELLSWORTH et al., 2014; KERNS et al., 2020).

O fogo, além dos impactos no ciclo do carbono, pode ser muito prejudicial ao ecossistema e às comunidades do ambiente (MOORE et al., 2003). Não só reduz a biomassa viva existente, mas também afeta a composição das espécies do banco de sementes do solo, diminuindo, conseqüentemente, o potencial de regeneração local (COCHRANE, 2003; AULD

& DENHAM, 2006; COCHRANE et al., 2009; ESQUE et al., 2010; SCHEPER et al., 2021; HOSNA et al., 2023). Pois o estresse térmico, a queima e a desidratação, diminui consideravelmente o número de sementes viáveis no solo (KEELEY & FOTHERINGHAM, 2000; ESQUE et al., 2010; BEZERRA et al., 2022). Além disso, a quebra de dormência das sementes de espécies exóticas e a eliminação de barreiras físicas que impedem a sua germinação, geram a dominância dessas na vegetação da área pós-fogo (DE ANDRADE & MIRANDA, 2014; HOSNA et al., 2023).

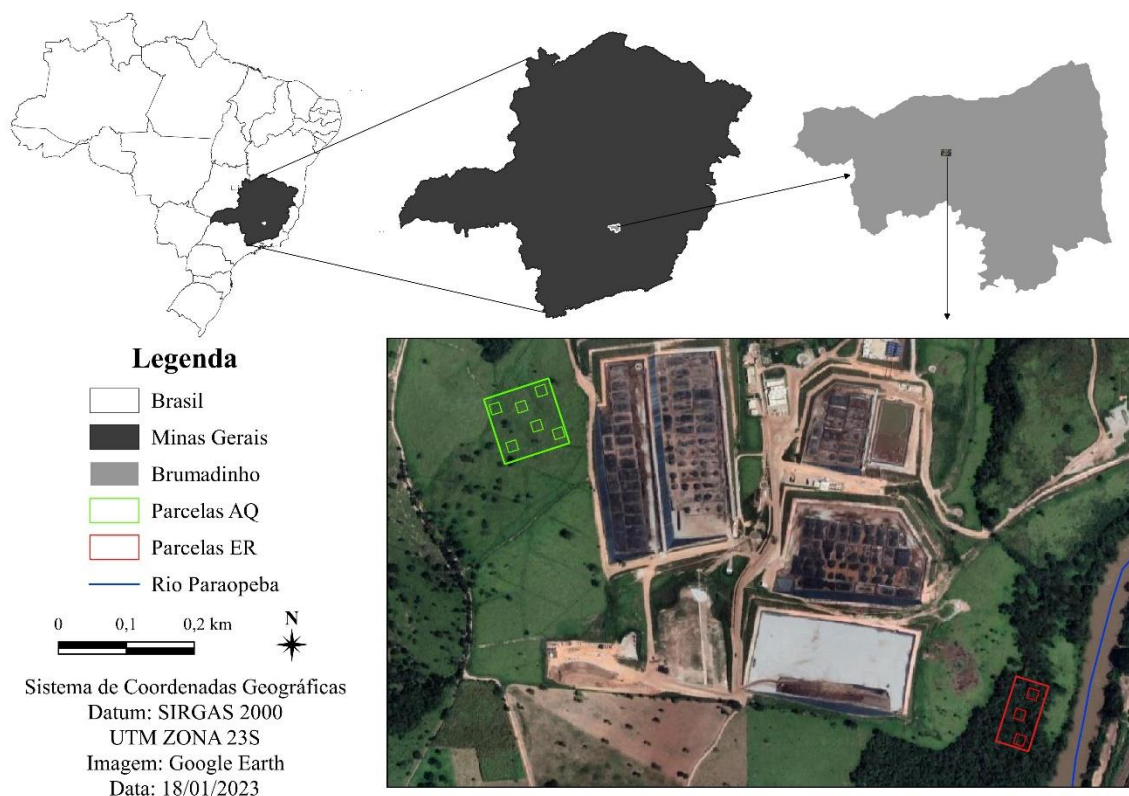
Em vista disso, o objetivo deste estudo foi avaliar o banco de sementes do solo de uma área em restauração florestal por plantio de mudas nativas após ocorrência de incêndio em Brumadinho – MG, comparando riqueza de espécies, densidade e abundância de plântulas com um ecossistema de referência da paisagem, e verificar os impactos proporcionados pelo fogo nesta fonte de regeneração natural.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

No dia 25 de janeiro de 2019, ocorreu no município de Brumadinho – MG, o rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro da mina Córrego do Feijão pertencente à empresa Vale S/A, que impactou diversas áreas dentro da bacia do Rio Paraopeba. Como forma de compensação socioambiental dos impactos, a empresa está implantando diversas técnicas de restauração florestal, das quais se destaca o plantio de mudas de espécies nativas em área total, tanto nas áreas diretamente atingidas pelo rejeito como em áreas de compensação.

O presente estudo foi realizado em uma dessas áreas de compensação ambiental, localizada na Fazenda Laginha, em Brumadinho, Minas Gerais (Figura 10). Anterior ao plantio, a área estava predominantemente dominada por braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster), justificando a necessidade de uma roçada inicial para realização do plantio de mudas nativas em 2020. Nos primeiros anos subsequentes estavam previstos os tratamentos culturais, como o controle de formigas cortadeiras, replantio de mudas e coroamento, de forma a evitar a matocompetição com a braquiária ainda bastante presente. O plantio de mudas em área total estava se mostrando eficaz para a restauração florestal do local. Entretanto, em agosto de 2022 (período de seca na região), ocorreu um incêndio, que atingiu cerca de quatro hectares de plantio da área de estudo, e levou a perda de aproximadamente 4.500 mudas de espécies nativas.



**Figura 10** - Localização e amostragem na área queimada (AQ) e no Ecosistema de Referência (ER) em Brumadinho, MG.

A área de estudo está inserida em uma paisagem mesclada por áreas urbanizadas, pastagens e fragmentos de florestas secundárias em estágio inicial e médio de regeneração, classificadas quanto a sua tipologia florestal como Floresta Estacional Semidecidual, inserida no Domínio Floresta Atlântica (MENDES et al., 2022).

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima da região é classificado como Cwa e definido como zona subtropical úmida com verão quente e inverno seco, com temperatura média anual variando entre 19 e 23°C e índice pluviométrico anual médio de 1608 mm, sendo janeiro descrito como o mês mais chuvoso, enquanto julho o mais seco (ÁLVARES et al., 2013; FILHO et al., 2023; TEIXEIRA et al., 2021; MENDES et al., 2022; KETTENHUBER; OLIVEIRA; MARTINS, 2023). A matriz de paisagem, a qual a área de estudo está inserida, apresenta relevo plano próximo aos cursos hídricos e montanhoso nas demais áreas, com declives entre 45% e 75% e altitudes variando entre 900 e 1000 m. Os solos encontrados são classificados em grande parte como cambissolos, mas em alguns pontos podemos encontrar neossolos, latossolos e argissolos (COBRAPE, 2020; DU et al., 2020; EDUARDO et al., 2021; MENDES et al., 2022; FILHO et al., 2023).

## 2.2. Amostragem, coleta e avaliação do banco de sementes do solo

Aproximadamente um mês e meio após o incêndio, no dia 05 de outubro de 2022, foi lançado uma parcela de 1 ha (100 x 100 metros) na área estudada, visando uma uniformização da declividade do terreno, e dentro desta foram lançadas seis subparcelas de 15 x 15 metros de forma aleatória. Devido ao tamanho do fragmento florestal uma parcela menor de 0,5 ha (50 x 100 metros), foi lançada no ecossistema de referência, com o mesmo intuito e logo após, três subparcelas de 15 x 15 metros de forma aleatória (Figura 10). O ecossistema de referência (ER) é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em estágio médio de sucessão.

Dentro de cada uma das subparcelas, foram coletadas com o auxílio de um gabarito de 29,1 x 23,0 cm à uma profundidade de 5 cm, 10 amostras de banco de sementes do solo (BSS) em ambos ambientes, totalizando 60 amostras na área queimada (AQ) e 30 amostras no ecossistema de referência (ER). As quais foram acondicionadas em sacos plásticos transparentes, identificadas e transportadas para a casa de vegetação do Laboratório de Restauração Florestal, no viveiro de pesquisas da Universidade Federal de Viçosa, campus Viçosa, MG (Figura 11).

No viveiro de pesquisas da Universidade Federal de Viçosa, as amostras foram transferidas para bandejas plásticas de dimensões 29,1 x 23,0 x 5,3 cm, perfuradas para evitar o acúmulo de água e dispostas em bancadas dentro da casa de vegetação do Laboratório de Restauração Florestal (LARF) coberta por sombrite 50% (Figura 11E). As amostras foram mantidas sob irrigação por aspersão automatizada durante seis meses (outubro de 2022 a abril de 2023) para avaliação, a qual foi realizada contabilizando e identificando à nível de espécies todas as plântulas emergentes, em intervalos semanais, independentemente de seu hábito de crescimento e forma de vida, de acordo com o método indireto de emergência de plântulas (BROWN, 1992). As espécies não identificadas *in loco* foram retiradas para consultas à especialistas, à literatura e ao herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa.



**Figura 11.** Sequência da coleta do banco de sementes do solo na área queimada em Brumadinho, MG. A – Porção aleatória da área dentro da subparcela; B – Gabarito de 29,1 x 23,0 cm para dimensionamento; C – Coleta do BSS nos primeiros 5 cm de profundidade; D – Banco de sementes do solo de PI coletados; E – Amostras dos bancos de sementes AQ e ER dispostas aleatoriamente nas bancadas da casa de vegetação; F – Plântulas emergentes no BSS da área queimada.

A classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016). Para confirmação dos autores dos nomes científicos consultou-se a Lista de Espécies da Flora e Funga do Brasil (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023) e o site World Flora Online (WFO, 2023). Todas as espécies identificadas foram classificadas quanto à origem (nativa e exótica) e forma de vida (arbórea, arbustiva, herbácea e trepadeira) (REFLORA, 2023), bem como quanto à sua respectiva classe sucessional (pioneira, secundária inicial e secundária tardia) (GANDOLFI et al., 1995) e síndrome de dispersão (autocórica, anemocórica e zoocórica) (VAN DER PIJL, 1982).

### 2.3. Análise de dados

A riqueza de espécies do banco de sementes foi avaliada utilizando curvas de rarefação e extrapolação, que foram estimadas com base no número de parcelas com o primeiro número de Hill,  $q = 0$  (CHAO et al., 2014). A extrapolação foi baseada em dados de presença e ausência com 999 replicações de *bootstrap* para estimar intervalos de confiança de 95% (COLWELL et al., 2012), usando o pacote “iNEXT” (HSIEH et al., 2016) no programa R (R CORE TEAM, 2018). Quando os intervalos de confiança nos valores interpolados não se sobrepõem, considera-se que a riqueza de espécies difere significativamente ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) (COLWELL et al., 2012). Um Diagrama de Venn foi construído para avaliar a

similaridade entre os bancos de sementes, de acordo com o número de espécies compartilhadas e exclusivas de cada um desses.

A comparação das médias de abundância de plântulas foi executada por meio do teste de Wilcoxon (para dados não paramétricos) e para comparação das médias do índice de diversidade de Shannon entre os bancos de sementes foi utilizado o teste t (para dados paramétricos) (CRAWLEY, 2013). Em ambos os testes, considerou-se que as médias diferem significativamente em  $p\text{-valor} < 0,01$ . As comparações foram conduzidas no software estatístico R (R CORE TEAM, 2018).

No programa R também foi analisada e comparada a composição de espécies dos tratamentos (AQ e ER), a partir da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) usando o índice de Jaccard baseado em dados de presença e ausência. O NMDS foi obtido utilizando a função “metaMDS” do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2018). Para determinar as possíveis diferenças na composição de espécies, foi aplicada a análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA, 9999 permutations), utilizando a rotina “adonis2” disponível no pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2018).

Por meio do programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010) foram calculados os parâmetros fitossociológicos de frequência, densidade e valor de importância (ELLENBERG & MUELLER-DOMBOIS, 1974), assim como os índices de diversidade de Shannon-Weaver (MAGURRAN, 1988) e de equabilidade de Pielou (PIELOU, 1975).

### **3 RESULTADOS**

#### **3.1. Fitossociologia**

Nos seis meses de avaliação do banco de sementes do solo, foram contabilizadas 1533 plântulas de 83 espécies, pertencentes a 26 famílias botânicas, em ambos tratamentos. Das espécies, sete foram identificadas somente ao nível de gênero e quatro ao nível de família (Tabela 2).

**Tabela 2:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência e da Área Queimada, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	N° de Indivíduos			O	FV	CS	SiD
	AQ	ER	Total				
<b>Apocynaceae</b>							
<i>Asclepias</i> sp.		23	23	Nc	H	P	Aut
<b>Asteraceae</b>							
Asteraceae 1		1	1	N	H	Si	Ane
Asteraceae 2		1	1	N	H	P	Ane
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	3	2	5	N	B	P	Ane
<i>Baccharis</i> sp.		8	8	Nc	H	P	Ane
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob.		12	12	N	B	P	Ane
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	145	9	153	N	H	P	Ane
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist		10	10	N	H	P	Ane
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	8	2	10	N	H	Si	Ane
<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera		6	6	N	H	Si	Ane
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker		2	2	N	A	P	Zoo
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	4		4	N	H	P	Ane
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.		10	10	N	H	P	Ane
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	19	3	22	N	H	P	Ane
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.		3	3	N	A	P	Ane
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis		10	10	N	B	P	Ane
<i>Vernonanthura</i> sp.		1	1	Nc	H	P	Ane
<b>Begoniaceae</b>							
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	2	6	8	N	H	P	Ane
<b>Cannabaceae</b>							
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.		10	10	N	A	Nc	Zoo
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		17	17	N	A	P	Zoo
<b>Commelinaceae</b>							
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.		48	48	N	H	P	Aut
<b>Convolvulaceae</b>							
<i>Ipomoea triloba</i> L.	2	6	8	N	T	P	Ane
<b>Cucurbitaceae</b>							
<i>Melothria pendula</i> L.		1	1	N	T	Si	Zoo
<b>Cyperaceae</b>							
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	5	1	6	N	H	Nc	Aut
<i>Cyperus esculentus</i> L.	42		42	E	H	P	Ane
<i>Cyperus iria</i> L.	5		5	N	H	P	Aut

Cont.



**Tabela 2, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência e da Área Queimada, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Nº de Indivíduos			O	FV	CS	SiD
	AQ	ER	Total				
<i>Cyperus rotundus</i> L.	3		3	E	H	P	Ane
<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.		1	1	N	H	P	Aut
<b>Fabaceae</b>							
<i>Chamaecrista nictitans</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	4		4	N	H	P	Aut
<i>Crotalaria velutina</i> Benth.	1		1	N	H	P	Aut
<i>Ctenodon falcatus</i> (Poir.) D.B.O.S.Cardoso, P.L.R.Moraes & H.C.Lima	7		7	N	H	Nc	Zoo
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	7	1	8	N	H	P	Zoo
<i>Tephrosia purpurea</i> (L.) Pers.	2		2	N	H	P	Aut
<i>Zornia reticulata</i> Sm.	3		3	N	H	Nc	Zoo
<b>Iridaceae</b>							
<i>Sisyrinchium</i> sp.	5		5	Nc	H	Nc	Aut
<b>Lamiaceae</b>							
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	1	11	12	N	H	P	Zoo
<b>Linderniaceae</b>							
<i>Lindernia</i> All.	19		19	Nc	H	Nc	Aut
<i>Torenia thouarsii</i> (Cham. & Schltld.) Kuntze	3		3	N	H	Nc	Aut
<b>Malvaceae</b>							
<i>Corchorus hirtus</i> L.	13	2	15	N	H	P	Aut
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.		2	2	N	A	P	Zoo
<i>Sida cordifolia</i> L.		3	3	N	H	P	Zoo
<i>Sida linifolia</i> Cav.	5		5	N	B	P	Aut
<i>Sida rhombifolia</i> L.	45	1	46	N	H	P	Ane
<i>Sida urens</i> L.	27		27	N	H	P	Zoo
<i>Waltheria indica</i> L.	2		2	N	H	P	Aut
<b>Melastomataceae</b>							
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	5	66	71	N	B	P	Zoo
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.		134	134	N	B	P	Zoo
<b>Oxalidaceae</b>							
<i>Oxalis corniculata</i> L.	57	39	95	E	H	P	Aut
<b>Phyllanthaceae</b>							
<i>Phyllanthus caroliniensis</i> Walter		3	3	N	H	P	Aut
<i>Phyllanthus stipulatus</i> (Raf.) G.L.Webster	6	3	9	N	H	Nc	Zoo
<b>Piperaceae</b>							
<i>Piper umbellatum</i> L.		24	24	N	H	P	Zoo

Cont.

**Tabela 2, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência e da Área Queimada, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	Nº de Indivíduos			O	FV	CS	SiD
	AQ	ER	Total				
<b>Plantaginaceae</b>							
<i>Scoparia dulcis</i> L.	1		1	N	H	P	Ane
<i>Stemodia</i> sp.	17		17	Nc	H	Nc	Aut
<b>Poaceae</b>							
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	3	10	13	E	H	P	Ane
<i>Paspalum maritimum</i> Trin.	1		1	N	H	P	Ane
Poaceae 1		5	5	N	H	P	Ane
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	51		51	E	H	P	Ane
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster		11	11	E	H	P	Ane
<b>Polygalaceae</b>							
<i>Asemeia martiana</i> (A.W.Benn.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott		5	5	N	H	Nc	Aut
<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	2		2	N	H	Nc	Zoo
<b>Rosaceae</b>							
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.		5	5	N	A	St	Zoo
<i>Prunus reflexa</i> (Gardner) Walp.		3	3	N	A	St	Zoo
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.		7	7	N	B	St	Zoo
<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schldl.		2	2	N	H	St	Zoo
<b>Rubiaceae</b>							
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	3	34	37	N	H	Si	Aut
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	14	4	18	N	H	Si	Aut
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	24	45	69	N	H	P	Aut
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.		1	1	N	A	St	Zoo
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	93	16	109	N	H	P	Aut
<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	14		14	E	H	Nc	Aut
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	9	1	10	N	H	P	Ane
<i>Richardia scabra</i> L.	104		104	N	H	P	Zoo
Rubiaceae 1		12	12	N	H	Si	Aut
<b>Solanaceae</b>							
<i>Physalis angulata</i> L.		1	1	E	H	P	Ane
<i>Physalis pubescens</i> L.		1	1	N	H	P	Zoo
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.		3	3	N	B	P	Zoo
<i>Solanum americanum</i> Mill.	34	29	63	N	H	P	Zoo
<i>Solanum cernuum</i> Vell.		2	2	N	B	P	Zoo
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.		6	6	N	A	P	Zoo
<i>Solanum</i> sp.		1	1	Nc	B	P	Zoo

Cont.

**Tabela 2, continuação:** Florística e fitossociologia das espécies identificadas no banco de sementes do solo do Ecossistema de Referência e da Área Queimada, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.

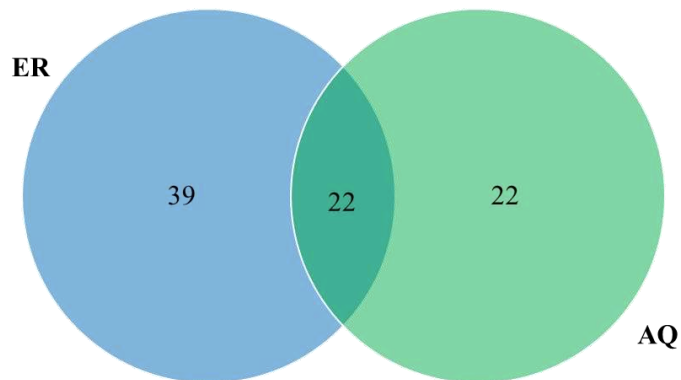
Família/Espécie	Nº de Indivíduos			O	FV	CS	SiD
	AQ	ER	Total				
<b>Turneraceae</b>							
<i>Piriqueta cistoides</i> (L.) Griseb.		3	3	N	H	P	Zoo
<b>Urticaceae</b>							
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.		3	3	N	H	P	Ane
<b>Verbenaceae</b>							
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	15	6	21	N	H	P	Ane
<b>Total</b>	<b>835</b>	<b>698</b>	<b>1533</b>				

Em que: ER: Ecossistema de Referência; AQ: Área Queimada; O: origem (E: exótica, N: nativa); FV: forma de vida (A: arbórea, B: arbustiva, H: herbácea, T: trepadeira); CS: categoria sucessional (P: pioneira, Si: secundária inicial, St: secundária tardia); SiD: síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Aut: autocórica, Zoo: zoocórica); Nc: não classificada.

No banco de sementes do ecossistema de referência foram encontrados 698 indivíduos, pertencentes a 61 espécies de 23 famílias botânicas nas 30 amostras avaliadas. A densidade estimada foi de 372 propágulos por m<sup>2</sup>. Quanto aos índices avaliados, obteve-se um índice de Shannon-Weaver equivalente a 3,265 e Equabilidade de Pielou igual a 0,794. De acordo com o Índice de Valor de Importância (IVI) estimado, as famílias mais importantes foram a Melastomataceae (2 spp.), Rubiaceae (7 spp.) e Asteraceae (15 spp.) e as espécies com maiores IVI foram: *Leandra niangaeformis* Cogn., *Clidemia hirta* (L.) D.Don, *Commelina diffusa* Burm.f., *Borreria verticillata* (L.) G.Mey., *Solanum americanum* Mill. e *Piper umbellatum* L., que juntas correspondem a 49,57% dos indivíduos recrutados.

No banco de sementes da Área Queimada, ao todo foram contabilizados 835 indivíduos, pertencentes a 44 espécies diferentes e a 18 famílias botânicas nas 60 amostras avaliadas. A densidade encontrada foi de 207 propágulos por m<sup>2</sup>, o índice de Shannon-Weaver equivalente a 2,980 e Equabilidade de Pielou igual a 0,787. Em destaque estão as espécies: *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, *Richardia scabra* L., *Mitracarpus hirtus* (L.) DC., *Oxalis corniculata* L. e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster de acordo com o IVI, e juntas são responsáveis por 53,65% dos indivíduos amostrados. Quanto as famílias botânicas, 70,18% das plântulas identificadas pertencem as famílias Rubiaceae (9 spp.), Asteraceae (16 spp.), Malvaceae (7 spp.) e Poaceae (5 spp.). Quanto ao compartilhamento de espécies entre os tratamentos (AQ e ER), 22 espécies foram comuns entre eles. O ecossistema

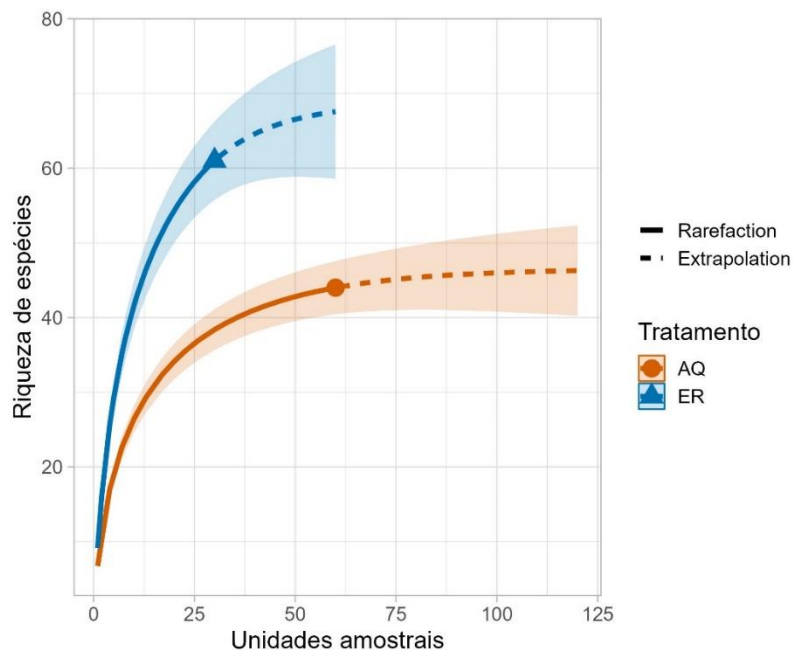
de referência apresentou 39 espécies exclusivas, já no banco de sementes do solo da área queimada 22 espécies exclusivas foram encontradas (Figura 12).



**Figura 12.** Diagrama de Venn para apresentar o compartilhamento de espécies entre os tratamentos e o número de suas respectivas espécies exclusivas. Em que: ER – Ecosistema de Referência; AQ – Área Queimada.

### 3.2. Riqueza de espécies

A riqueza encontrada na amostragem para o Ecosistema de Referência (ER) foi de 61 espécies e para a Área Queimada (AQ) de 44 espécies. A riqueza de espécies dos bancos de sementes do solo AQ e ER diferem estatisticamente entre si, quando se consideram os valores observados interpolados (Figura 13). Nota-se que AQ atingiu a sua suficiência amostral com avaliação das 60 amostras BSS coletadas, visto a estabilização da curva de rarefação e extrapolação.

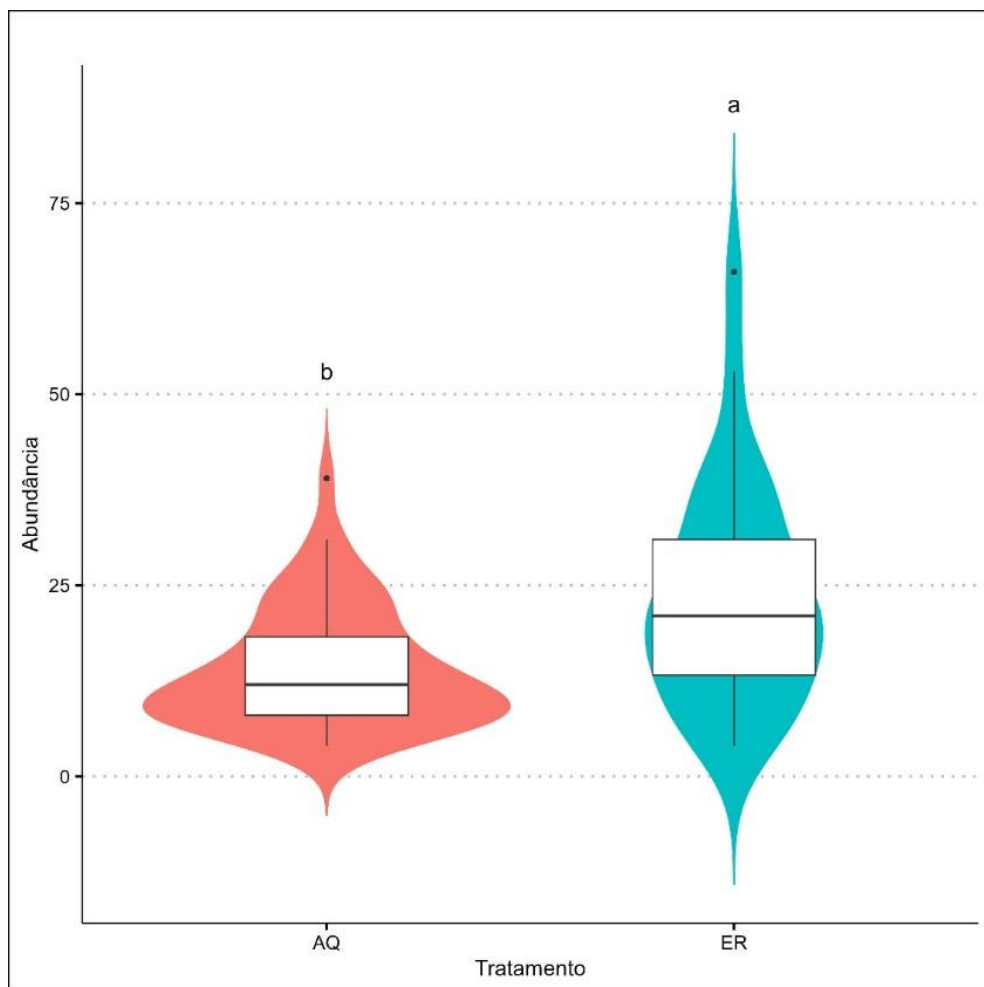


**Figura 13.** Curvas de rarefação (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada) da riqueza de espécies do banco de sementes do solo, de acordo com o número de parcelas amostradas na

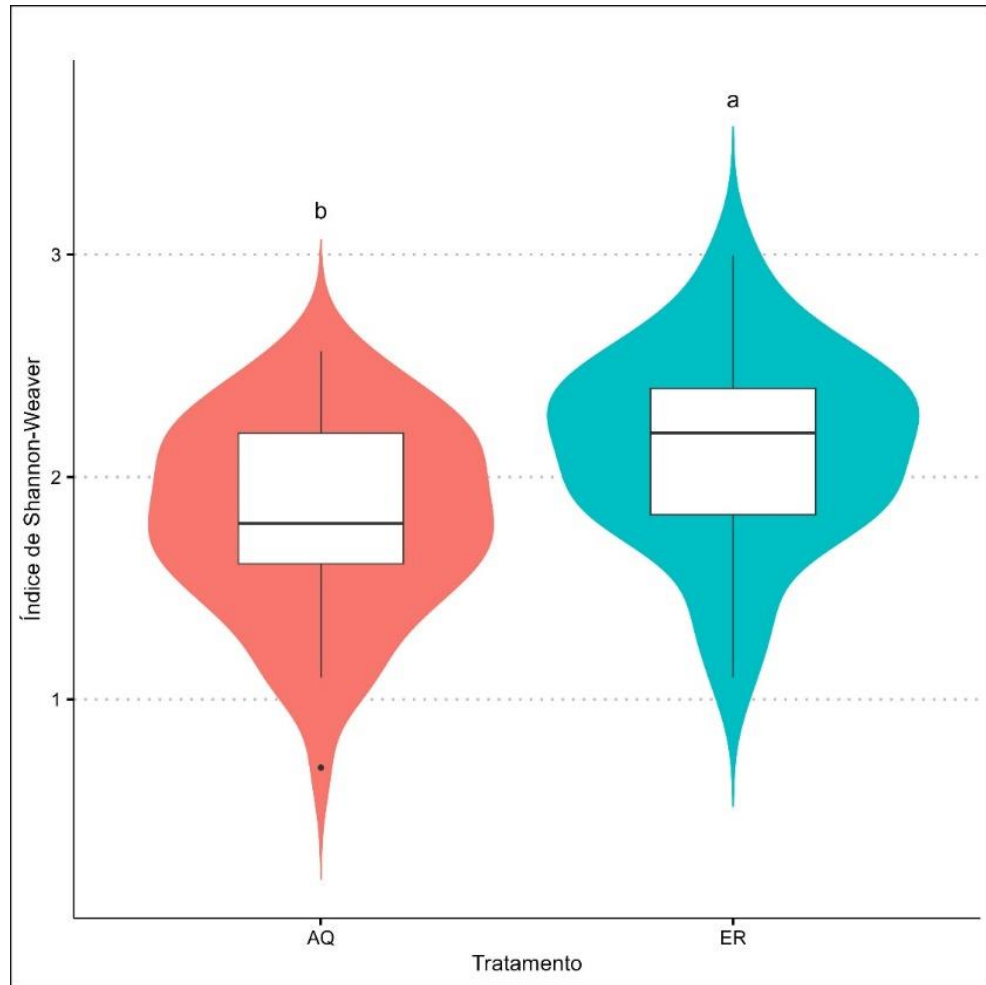
Área Queimada e no Ecosistema de Referência em Brumadinho, MG. Em que: ER – Ecosistema de Referência; AQ – Área Queimada.

### 3.3. Diversidade e abundância de plântulas

A abundância de plântulas foi estatisticamente diferente entre os tratamentos (Wilcoxon,  $p$ -valor = 0,001197), tendo o banco de sementes do solo do Ecosistema de Referência apresentado a maior abundância (Figura 14). Quanto ao índice de diversidade de Shannon-Weaver, os tratamentos também diferem estatisticamente (Teste T,  $p$ -valor = 0,002056), com ER apresentando a maior diversidade de espécies (Figura 15).



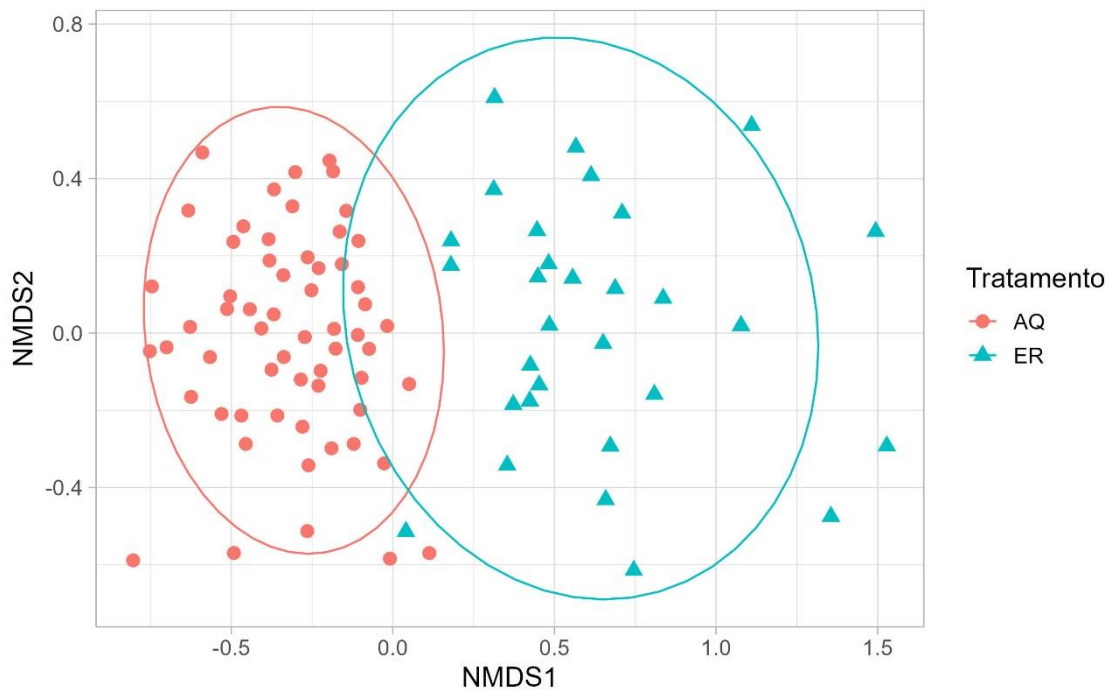
**Figura 14.** Diferenças na abundância de plântulas entre os bancos de sementes da Área Queimada e do Ecosistema de Referência em Brumadinho, MG. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Wilcoxon,  $p$ -valor = 0,001197). Em que: ER – Ecosistema de Referência; AQ – Área Queimada.



**Figura 15.** Diferenças no índice de Shannon-Weaver entre os bancos de sementes da Área Queimada e do Ecossistema de Referência em Brumadinho, MG. Letras diferentes indicam diferenças significativas (teste T,  $p$ -valor = 0,002056). Em que: ER – Ecossistema de Referência; AQ – Área Queimada.

### 3.4. Composição florística

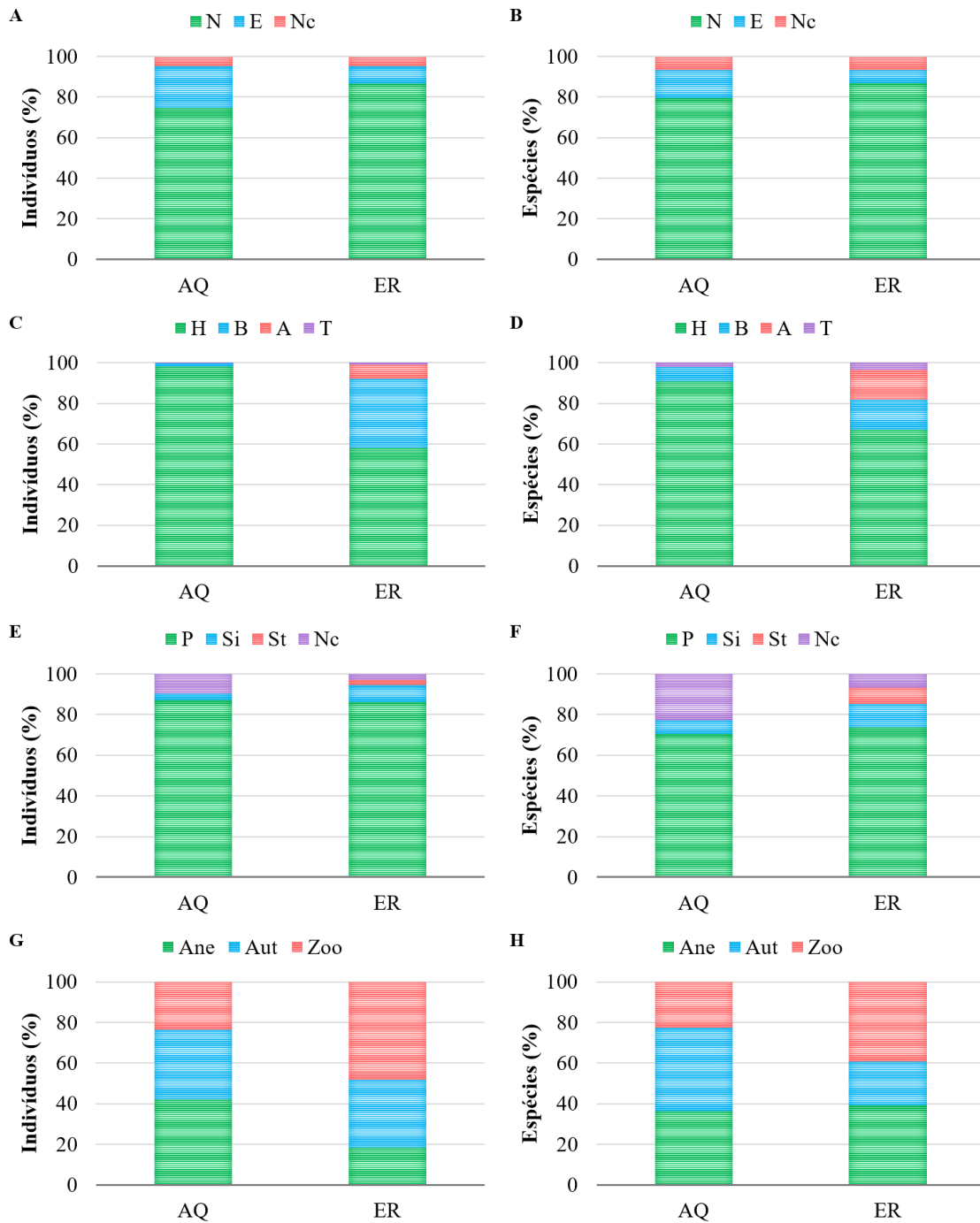
Comparando a composição florística dos dois tratamentos, observou-se uma diferença significativa (PERMANOVA:  $F_{1,88} = 13,78$ ;  $p$ -valor < 0,01, Stress Euclidean = 0,19) formando dois grupos distintos no escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (Figura 16).



**Figura 16.** Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para a composição de espécies, usando o índice de Jaccard baseado em dados de presença e ausência, entre os bancos de sementes da Área Queimada e do Ecossistema de Referência em Brumadinho, MG. Em que: ER – Ecossistema de Referência; AQ – Área Queimada.

### 3.5. Categorias Ecológicas

Ao classificar as espécies identificadas nos bancos de sementes do solo avaliados (AQ e ER) quanto a sua origem (Figura 17A e B), categoria sucessional (Figura 17C e D), forma de vida (Figura 17E e F) e síndrome de dispersão (Figura 17G e H) foi observado um predomínio de espécies nativas, pioneiras e herbáceas, tanto em porcentagem de espécies identificadas, tanto em porcentagem de indivíduos amostrados. Espécies arbustivas foram pouco representativas em AQ (6,82% das espécies identificadas e 1,56% dos indivíduos amostrados), além disso, a inexistência de sementes de espécies arbóreas nesse banco é algo a se considerar. Quanto a síndrome de dispersão, o ecossistema de referência (ER) apresentou boa representatividade das classes, sobressaindo espécies zoocóricas, principalmente em relação a abundância de seus indivíduos (48,28%). Enquanto que no banco de sementes da área queimada (AQ), houve predomínio de espécies anemocóricas e autocóricas.



**Figura 17.** Distribuição dos indivíduos amostrados e das espécies identificadas, em relação ao total, de acordo com sua origem (A e B), categoria sucessional (C e D), forma de vida (E e F) e síndrome de dispersão (G e H), nos bancos de sementes coletados na área queimada e no ecossistema de referência em Brumadinho, MG. Em que: AQ – Área Queimada; ER – Ecosistema de Referência; N – Nativa; E – Exótica; P – Pioneiras; Si – Secundária Inicial; St – Secundária Tardia; H – Herbácea; B – Arbustiva; A – Arbórea; T – Trepadeira; Ane – Anemocórica; Auto – Autocórica; Zoo – Zoocórica; Nc – Não Classificada.



#### 4 DISCUSSÃO

Áreas em processo de sucessão tendem a possuir elevada quantidade de sementes no banco de sementes do solo (BSS), e à medida que o processo sucessional avança, o número de sementes viáveis naturalmente diminui (BAIDER et al., 2001; SORREANO, 2002; FRANCO et al., 2012; SILVA et al., 2019). Miranda Neto et al. (2017), Silva et al. (2019), Pillocelli (2020) e Martins et al. (2021) ao analisarem o BSS de áreas em restauração por meio do plantio de mudas nativas regionais em Floresta Estacional Semidecidual, constaram essa abundância, proporcionada principalmente por espécies herbáceas e anemocóricas. Antes da ocorrência do incêndio na área do presente estudo, essa característica possivelmente seria encontrada ao analisarmos o seu banco de sementes. Entretanto, após a passagem do fogo, o banco de sementes (AQ) apresentou densidade de sementes viáveis muito inferior aos estudos citados, os quais obtiveram densidades equivalentes a 830 propágulos.m<sup>-2</sup>, 2.165 propágulos.m<sup>-2</sup>, 1.378 propágulos.m<sup>-2</sup> e 1.169 propágulos.m<sup>-2</sup>, respectivamente, enquanto AQ expôs densidade de apenas 207 propágulos.m<sup>-2</sup>.

Comportamento similar pode ser observado ao analisarmos e compararmos a riqueza de espécies (44) de AQ, que foi inferior aos BSS analisados por Miranda Neto et al. (2017), Silva et al. (2019) e Pillocelli (2020), que identificaram 69, 61 e 66 espécies vegetais respectivamente. Além disso, AQ apresenta tanto riqueza de espécies (Figura 13), quanto abundância de plântulas (Figura 14), menor e estatisticamente diferente do banco de sementes do solo amostrado no ecossistema de referência (ER) da paisagem (61 espécies e 372 propágulos.m<sup>-2</sup>).

O incêndio no plantio proporcionou impactos negativos diretos ao banco de sementes do solo da área, diminuindo não somente a sua densidade, como também a riqueza de espécies. O fogo aumenta a frequência e proporção de sementes danificadas, que foram desidratadas ou queimadas, e diminui consideravelmente a proporção de sementes viáveis no solo, de acordo com sua severidade (WHELAN, 1995; AULD & DENHAM, 2006; ESQUE et al., 2010; BEZERRA et al., 2022). E as poucas sementes remanescentes são aquelas de espécies com características que conferem tolerância ao fogo ou que estavam enterradas a uma profundidade cuja temperatura letal não foi atingida (WHELAN, 1995; TANGNEY et al., 2020).

Essa redução fica bastante evidente no curto prazo, sendo provocada pela perda direta das sementes por efeito do estresse térmico (KEELEY & FOTHERINGHAM, 2000), bem como pela elevação da taxa de germinação após o fogo devido à quebra de dormência pelo calor (AULD & DENHAM, 2006; GAGNON et al., 2015; MOJZES et al., 2015) e/ou

liberação de barreiras físicas que a impedem, como a serapilheira e a dominante presença de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster) (DE ANDRADE & MIRANDA, 2014; HOSNA et al., 2023). Entretanto, a perda da densidade e diversidade de sementes no banco de sementes do solo pode ser recuperada naturalmente no longo prazo, desde que existam fatores permissivos a isso, como a presença de fragmentos florestais remanescentes na paisagem, que por meio da chuva de sementes poderão enriquecer o BSS da área em questão (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017; ABELLA et al., 2021; HOSNA et al., 2023). Como a área queimada possui fragmentos florestais no entorno, este processo de enriquecimento do banco de sementes deverá ocorrer de forma natural.

Existe dissimilaridade na composição florística entre os bancos de sementes da área queimada e do ecossistema de referência (Figura 16). Diferença correntemente encontrada em áreas perturbadas, principalmente por apresentarem predominância de espécies herbáceas, anemocóricas e pioneiras, que são responsáveis pelo início da sucessão ecológica (DE SILVA & MATTOS, 2006; LU et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2012; CALEGARI et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017; SOUSA et al., 2017; SILVA et al., 2019; PILLOCELLI, 2020; COSTA et al., 2020). Conhecer a composição florística de um ambiente, além de indicar o potencial de resiliência do local, possibilita verificar a probabilidade de infestação por espécies consideradas invasoras (MARTINS, 2014; SANTOS et al., 2018; ALVES, 2022). A alta densidade de sementes de espécies potencialmente invasoras, como a *Urochloa decumbens*, no banco de sementes do solo, pode retardar o processo sucessional, visto à competição dessas com as espécies nativas por água, luz e nutrientes (MARTINS & KUNZ, 2007; BALESTRIN et al. 2019).

O BSS da área de estudo apresentou concentração de 53,65% em apenas cinco espécies (4 nativas e 1 exótica). Aproximadamente 6,10% do total de indivíduos amostrados pertencem a espécie *Urochloa decumbens*, não sendo maior devido à capacidade de gramíneas exóticas conseguirem germinar e emergir rapidamente após o fogo, comportamento constatado visualmente em campo. Essa característica auxilia na rápida retomada de sua produção de sementes, expansão de sua população e nova dominância da área, perpetuando o ciclo erva-fogo, caso não ocorra interferências para rompe-lo (TANGNEY et al., 2020). E o grande acúmulo de biomassa morta dessas espécies contribui para aumento na frequência, dimensão e intensidade do fogo, amplificando ainda mais o efeito de invasoras bem adaptadas a esse tipo de perturbação (BRADLEY; WILCOVE; OPPENHEIMER, 2010; ELLSWORTH et al., 2014; KERNS et al., 2020). Dessa forma, é justificável a necessidade de se realizar um monitoramento permanente desta e de outras áreas de plantio em condições similares, visando

o controle da braquiária e de outras espécies potencialmente invasoras (SCHEPER et al., 2021).

Corroborando com outros estudos realizados em áreas recém perturbadas e que estão em processo de restauração florestal, o banco de sementes da área queimada (AQ) apresentou predomínio de espécies nativas, pioneiras e herbáceas, que possuem majoritariamente como síndrome de dispersão a autocoria e anemocoria (Figura 17) (FRANCO et al., 2012; MIRANDA NETO et al., 2017; SOARES & LAURITO, 2018; BALESTRIN et al., 2019; SILVA et al., 2019; PILLOCELLI, 2020; MARTINS et al., 2021; ALVES, 2022). Essas espécies apresentam elevada taxa de crescimento a pleno sol, são pouco exigentes de recursos e conseguem, com o tempo, criar condições favoráveis para o desenvolvimento de espécies mais exigentes (MARTINS, 2014; MARTINS et al., 2021). Portanto, a predominância dessas espécies em AQ auxiliará o progresso da sucessão ecológica, mas a baixa abundância de sementes e diversidade reduz o potencial de resiliência local, demonstrando a necessidade de realizar o replantio de mudas de espécies nativas na área (BRANCALION et al., 2015; BALESTRIN et al., 2019; PILLOCELLI, 2020).

Todavia, devido à proximidade de fragmentos florestais bem conservados, como o ecossistema de referência amostrado, a área avaliada irá se beneficiar da chuva de sementes provenientes dessas formações e ao longo do avanço sucessional irá recompondo o banco de sementes do solo que fora fragilizado após o incêndio, bem como enriquecendo a vegetação após o replantio (MARTINS et al., 2012; MARTINS et al., 2015). A presença marcante de espécies zoocóricas no banco de sementes do ecossistema de referência (ER) enfatiza a necessidade da implantação de mecanismos que facilitem e atraiam a fauna dispersora, o que já vem sendo realizado pela empresa com o plantio de espécies frutíferas nativas, a instalação de poleiros artificiais e núcleos de galharias, e as passagens aéreas de fauna, de forma a facilitar a entrada de sementes dessas espécies na área impactada por meio da ação de seus dispersores.

## 5 CONCLUSÕES

O incêndio proporcionou impactos negativos diretos ao banco de sementes do solo (BSS) da área, diminuindo não somente a sua densidade, como também a riqueza de espécies e por consequência, o potencial de regeneração do local.

A inexistência de espécies arbóreas e a baixa representatividade de espécies arbustivas no BSS, expõe a necessidade do replantio de mudas de espécies arbóreas nativas, visando acelerar o processo de sucessão, com o recobrimento rápido do solo e o sombreamento de espécies exóticas agressivas principalmente *Urochloa decumbens*, como já vem sendo realizado pela empresa em toda a área atingida pelo fogo

## REFERÊNCIAS

- ABELLA, S. R.; GENTILCORE, D. M. & CHIQUOINE, L. P. Resilience and alternative stable states after desert wildfires. **Ecological Monographs**, v. 91, n. 1, p. e01432, 2021.
- ACORDO JUDICIAL (ATA). Ata do Acordo Judicial para reparação integral relativa ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA / Córrego do Feijão. Processo de Mediação SEI n. 0122201-59.2020.8.13.0000 TJMG / CEJUSC 2º GRAU. 04 de fevereiro 2021. Disponível em: [https://www.mg.gov.br/sites/default/files/paginas/imagens/probrumadinho/ata\\_acordo\\_vale\\_04-02-2021\\_1.pdf](https://www.mg.gov.br/sites/default/files/paginas/imagens/probrumadinho/ata_acordo_vale_04-02-2021_1.pdf). Acesso em: 27 de fevereiro de 2023.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M. & SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, William. Restauração Florestal em áreas atingidas pelo rejeito da barragem de Fundão, Minas Gerais, Brasil. **Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa**. Orientador: Sebastião Venâncio Martins. 2022.
- APG, I. V. The linnean society of London. **Botanical journal of the linnean society**, v. 181, p. 1-20, 2016.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; ... & TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.
- AULD, T. D. & DENHAM, A. J. How much seed remains in the soil after a fire?. **Plant ecology**, v. 187, n. 1, p. 15-24, 2006.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during atlantic forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.
- BALESTRIN, D.; MARTINS, S. V.; FONSECA, W. & COSIMO, L. H. E. Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. **Revista Árvore**, v. 43, 2019.
- BEZERRA, J. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; TAVARES, J. M.; LEAL, A.; LEAL, I. R. & TABARELLI, M. Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. **Forest Ecology and Management**, v. 513, p. 120185, 2022.
- BRADLEY, B. A., WILCOVE, D. S., & OPPENHEIMER, M. Climate change increases risk of plant invasion in the Eastern United States. **Biological Invasions**, v. 12, p. 1855-1872, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2ª ed., Viçosa: Editora UFV, cap. 9, p. 262-292. 2015.
- BRANCALION, P. H.; VIANI, R. A.; CALMON, M.; CARRASCOSA, H. & RODRIGUES, R. R. How to organize a large-scale ecological restoration program? The framework

- developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Journal of sustainable forestry**, v. 32, n. 7, p. 728-744, 2013.
- BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, n. 8, p. 1603-1612, 1992.
- BUSTAMANTE, M. M.; SILVA, J. S.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A. B.; MASCIA, D. L.; GARCIA, E.; ... & NOBRE, C. 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.
- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; CAMPOS, L. C.; SILVA, E. & GLERIANI, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871-880, 2013.
- CELENTANO, D.; ZAHAWI, R. A.; FINEGAN, B.; OSTERTAG, R.; COLE, R. J. & HOLL, K. D. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 279-287, 2011.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K. & ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.
- COBRAPE – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos, 2020. Plano diretor da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba. 67.
- COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.
- COCHRANE, M. A.; SHLISKY, A.; ALENCAR, A. A.; NOLASCO, M. M. & CURRAN, L. M. Overview: Global fire regime conditions, threats, and opportunities for fire management in the tropics. **Tropical fire ecology: Climate change, land use, and ecosystem dynamics**, p. 65-83, 2009.
- COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S. Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L. & LONGINO, J. T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of plant ecology**, v. 5, n. 1, p. 3-21, 2012.
- COSTA, P. F. D.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S. L.; FRÓES, C. Q.; SANTOS, B. S. D. & BARBOSA, T. O. Banco de sementes do solo em áreas restauradas no sul do estado de Mato Grosso do Sul-MS. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 104-116, 2020.
- CRAWLEY M. J. **The R Book**, second ed. Wiley, London. 2013.
- CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M. S.; LINDENMAYER, D. B.; GRELE, C. E. & REY BENAYAS, J. M. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature communications**, v. 7, n. 1, p. 11666, 2016.
- DE ANDRADE, L. A. Z. & MIRANDA, H. S. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. **Plant Ecology**, v. 215, p. 1199-1209, 2014.
- DE SILVA, Ú. S. R. D. & MATOS, D. M. D. S. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, p. 3035-3043, 2006.

- DIMSON, M. & GILLESPIE, T. W. Trends in active restoration of tropical dry forest: Methods, metrics, and outcomes. **Forest Ecology and Management**, v. 467, p. 118150, 2020.
- ELLENBERG, D. & MUELLER-DOMBOIS, D. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974.
- ELLSWORTH, L. M.; LITTON, C. M.; DALE, A. P. & MIURA, T. Invasive grasses change landscape structure and fire behaviour in Hawaii. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 4, p. 680-689, 2014.
- ESQUE, T. C.; YOUNG, J. A. & TRACY, C. R. Richard. Short-term effects of experimental fires on a Mojave Desert seed bank. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 10, p. 1302-1308, 2010.
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 22 Out 2023.
- FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L. & RIBEIRO, G. A. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.
- GAGNON, P. R.; PASSMORE, H. A.; SLOCUM, M.; MYERS, J. A.; HARMS, K. E.; PLATT, W. J. & PAINE, C. T. Fuels and fires influence vegetation via above-and belowground pathways in a high-diversity plant community. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 4, p. 1009-1019, 2015.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. D. 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.
- GRISCOM, H. P. & ASHTON, M. S. Restoration of dry tropical forests in Central America: a review of pattern and process. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1564-1579, 2011.
- GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; ... & GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.
- GUIMARÃES, J. C.; CHAGAS, J.; CAMPOS, C.; ALECRIM, E. & MACHADO, F. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, 2012.
- HOSNA, R. K.; REED, S. C. & FAIST, A. M. Long-term relationships between seed bank communities and wildfire across four North American desert sites. **Ecosphere**, v. 14, n. 3, p. e4398, 2023.
- HSIEH, T.C.; MA, K.H. & CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.
- JUAN-BAEZA, I.; MARTINEZ-GARZA, C. & DEL-VAL, E. Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored tropical dry forest. **PloS one**, v. 10, n. 6, p. e0128583, 2015.

- KEELEY, J. E. & FOTHERINGHAM, C. J. Role of fire in regeneration from seed. In: **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford UK: Cabi Publishing, 2000. p. 311-330.
- KERNS, B. K.; TORTORELLI, C.; DAY, M. A.; NIETUPSKI, T.; BARROS, A. M.; KIM, J. B. & KRAWCHUK, M. A. Invasive grasses: A new perfect storm for forested ecosystems?. **Forest Ecology and Management**, v. 463, p. 117985, 2020.
- LU, Z. J.; LI, L. F.; JIANG, M. X.; HUANG, H. D. & BAO, D. C. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region?. **Plant Ecology**, v. 209, p. 153-165, 2010.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton university press, 1988.
- MAMEDE, M. de A.; DE ARAÚJO, F. S. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 72, n. 4, p. 458-470, 2008.
- MARTINS, S. V. & KUNZ, S. H. Use of evaluation and monitoring indicators in a riparian forest restoration project in Viçosa, Southeastern Brazil. **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, p. 261-273, 2007.
- MARTINS, S. V. A sucessão ecológica e sua importância. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 3<sup>a</sup> ed., Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2014. cap. 5, p. 43-56.
- MARTINS, S. V., RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S., & CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**, v. 2, p. 21-52, 2012.
- MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, p. 293-330, 2015.
- MARTINS, S. V.; DA SILVA FONSECA, W.; COSIMO, L. H. E.; & BALESTRIN, D. Soil Seed Banks in Two Environments of Forest Restoration Post Bauxite Mining: Native Tree Plantation and Natural Regeneration. **Research in Ecology**, v. 3, n. 1, p. 1-13, 2021.
- MENDES, R. G.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO, M. M. A. P.; DE MORAIS FERNANDES, G. H.; FERNANDES, L. F. S.; FERNANDES, A. C. P.; ... & PACHECO, F. A. L. 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. 158248, 2022.
- MIRANDA, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. D. A.; LOPES, A. T. & DEMOLINARI, R. D. A. Banco de sementes em mina de bauxita restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2016.
- MOJZES, A.; CSONTOS, P. & KALAPOUS, T. Is the positive response of seed germination to plant-derived smoke associated with plant traits?. **Acta Oecologica**, v. 65, p. 24-31, 2015.



- MOORE, P.; HARDESTY, J.; KELLEHER, S.; MAGINNIS, S. & MYERS, R. Forests and wildfires: fixing the future by avoiding the past. In: **Paper to XII World Forestry Congress**. 2003. p. 21-28.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., ... & WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4–6. 2018. **There Is No Corresponding Record for This Reference**, 2018.
- PALMA, A. C. & LAURANCE, S. G. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go?. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 561-568, 2015.
- PERKINS, K. S.; NIMMO, J. R. & MEDEIROS, A. C. Effects of native forest restoration on soil hydraulic properties, Auwahi, Maui, Hawaiian Islands. **Geophysical Research Letters**, v. 39, n. 5, 2012.
- PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165p.
- PILOCELLI, Aline. Bioindicadores para monitoramento da restauração de áreas impactadas pelo rompimento da barragem de fundão, Mariana, Minas Gerais. **Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa**. Orientador: Sebastião Venâncio Martins. 2020.
- RAUPP, P. P.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CAMPOS-FILHO, E. M.; SARTORELLI, P. A. R.; CONSOLARO, H. N. & VIEIRA, D. L. M. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105788, 2020.
- R-CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 09 jan. 2023.
- RIBEIRO, T. D. O.; BAKKE, I. A.; SOUTO, P. C.; BAKKE, O. A. & LUCENA, D. D. S. Seed bank diversity in different managed areas of caatinga in the semiarid region of Paraíba state, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 203-213, 2017.
- RICHARDS, R. C.; PETRIE, R.; CHRIST, B.; DITT, E. & KENNEDY, C. J. Farmer preferences for reforestation contracts in Brazil's Atlantic Forest. **Forest Policy and Economics**, v. 118, p. 102235, 2020.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E., VIDAL, C. Y. & BRANCALION, P. H. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605-1613, 2011.
- SANTOS, D. M.; DA SILVA, K. A.; DOS SANTOS, J. M. F. F. & DE LIMA ARAÚJO, E. Soil seed bank and its importance in the natural regeneration of degraded areas. **Ethnobiology and Conservation**, v. 7, 2018.
- SCHEPER, A. C.; VERWEIJ, P. A. & VAN KUIJK, M. Post-fire forest restoration in the humid tropics: A synthesis of available strategies and knowledge gaps for effective restoration. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 144647, 2021.
- SEDDON, N.; CHAUSSON, A.; BERRY, P.; GIRARDIN, C.A.; SMITH, A. & TURNER, B. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, 375(1794), p.20190120, 2020.

- SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1**. Campinas: UNICAMP, 2010.
- SILVA, K. D. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA, A. & LOPES, A. T. Soil seed banks in a forest under restoration and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n.4, 2019.
- SMITH, C. W. & TUNISON, J. T. Fire and alien plants in Hawaii: research and management implications for native ecosystems. **Alien plant invasions in native ecosystems of Hawaii: management and research. Cooperative National Park Resources Studies Unit, Honolulu**, p. 394-408, 1992.
- SOARES, J. J. & LAURITO, S. F. Seasonal semideciduous forest fragment soil seed bank and its relationship with conservation. **Revista Árvore**, v. 41, 2018.
- SORREANO, M. C. M. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. **Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brazil (MS Thesis)**, 2002.
- SOUSA, T. R.; COSTA, F. R. C.; BENTOS, T. V.; LEAL FILHO, N.; MESQUITA, R. C. G. & RIBEIRO, I. O. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 105-112, 2017.
- TANGNEY, R.; MERRITT, D. J.; CALLOW, J. N.; FONTAINE, J. B. & MILLER, B. P. Seed traits determine species' responses to fire under varying soil heating scenarios. **Functional Ecology**, v. 34, n. 9, p. 1967-1978, 2020.
- TEDESCO, A. M.; BRANCALION, P. H.; HEPBURN, M. L. H.; WALJI, K.; WILSON, K. A.; POSSINGHAM, H. P.; ... & RHODES, J. R. The role of incentive mechanisms in promoting forest restoration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 378, n. 1867, p. 20210088, 2023.
- TEIXEIRA, D. B. D. S.; VELOSO, M. F.; FERREIRA, F. L. V.; GLERIANI, J. M. & DO AMARAL, C. H. 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. 7, p. 1-13, 2021.
- VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal. **Berlin: SpringerVerlag**, 225 p., 1982.
- WFO (2023): World Flora Online. Published on the Internet; <<http://www.worldfloraonline.org>>. Accessed on: 22 Oct 2023.
- WHELAN, R. J. **The ecology of fire**. Cambridge university press, 1995.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Esta pesquisa demonstrou que o banco de sementes do solo é altamente susceptível às intempéries sofridas pelo ambiente, apresentando uma estimativa mais realista da resiliência do ecossistema alterado, auxiliando na tomada de decisões e na escolha mais assertiva das técnicas de restauração florestal a serem empregadas nas áreas.

Em ambos os casos, é notável que a interferência antrópica por meio da restauração ativa é essencial para acelerar e garantir o sucesso do processo sucessional de áreas recém impactadas, lançando mão de práticas silviculturais e de bioengenharia na melhoria do solo e da vegetação. As ações que a empresa Vale S/A vem tomando em grande escala visando a recomposição florestal da bacia do Rio Paraopeba, tanto em áreas impactadas, como em áreas de compensação, são fundamentais para a restauração florestal.

Cabe enfatizar que o monitoramento contínuo de tais áreas por meio de bioindicadores é necessário para assegurar o cumprimento das metas e objetivos pré-estabelecidos. Com esse monitoramento podem-se identificar gargalos e pontos a serem fortalecidos nos projetos de restauração empregados, garantindo a sustentabilidade desses ecossistemas.