

ALINE PILOCELLI

**BIOINDICADORES PARA MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
IMPACTADAS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA,
MINAS GERAIS**

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
2020**

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

P643b Pilocelli, Aline, 1991-
2020 Bioindicadores para monitoramento da restauração de áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão, Mariana, Minas Gerais / Aline Pilocelli. – Viçosa, MG, 2020.
98f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento. 2. Mineração. 3. Banco de sementes.
4. Florestas - Reprodução. 5. Serapilheira. I. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal.
Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. II. Título.

CDO adapt. CDD 634.923231


ALINE PILOCELLI

**BIOINDICADORES PARA MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
IMPACTADAS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA,
MINAS GERAIS**

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: 18 de fevereiro de 2020.

Assentimento:



Aline Pilocelli
Autora



Sebastião Venâncio Martins
Orientador

*A Deus e a minha família pelo apoio
incondicional em todas as horas.*

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, saúde e determinação para ir em busca dos meus objetivos e sonhos ao longo desta jornada e da vida.

À minha mãe Dalziza de Lara Pilocelli, meu pai Iremar Pilocelli e irmãos Pablo Alexandre Pilocelli e Caroline Maria Pilocelli por serem minha base nessa caminhada, sempre apoiando e incentivando meus estudos, dando força e entusiasmo para continuar.

Ao meu orientador professor Dr. Sebastião Venâncio Martins pelos ensinamentos, incentivos, oportunidades, confiança depositada, disponibilidade e atenção prestada durante todo meu mestrado. Minha eterna gratidão!

À Fundação Renova pela bolsa de mestrado e apoio financeiro do projeto através de convênio com o LARF-UFV.

À Universidade Federal de Viçosa, pela infraestrutura disponibilizada para a realização das atividades e especialmente ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) pelos conhecimentos e ensinamentos proporcionados pelos professores e pela atenção, eficiência e carinho dos funcionários.

Ao Laboratório de Restauração Florestal (LARF-UFV) pela estrutura para a realização das atividades, funcionários, colegas e amigos que tornaram este período muito proveitoso e feliz.

Aos amigos que o LARF me deu: Wesley, Diego, Luiz, Angela, Mateus, Carol e Wilian por estarem ao meu lado desde as coletas de dados em campo e auxílios no laboratório, até nos momentos de descontração, fazendo deste período inesquecível.

As estagiárias Carol, Cintia e Vivian e aos bolsistas de Iniciação Científica Josmaíle, Hélio, Barbará e Patrícia pelo auxílio na coleta dos dados em campo.

As minhas amigas de república Marina, Cleri, Érica, Sheila, Bianca, Kemely, Nash e Momoko por terem sido minha família em Viçosa durante esse período, me acolhendo como irmãs, fazendo me sentir em casa e sendo companheiras nos momentos de dificuldade e desânimo, bem como por compartilharem comigo muitos momentos de alegria, tornando essa fase uma das melhores e mais inesquecíveis da minha vida. Agradeço imensamente pela amizade e companheirismo, ficarão guardadas em meu coração para sempre!

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

Por fim, a todos meus amigos e pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

PILOCELLI, Aline, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2020. **Bioindicadores para monitoramento da restauração de áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão, Mariana, Minas Gerais.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Este estudo teve como objetivo geral avaliar o banco de sementes do solo, a serapilheira acumulada e o estrato de regeneração natural de ambientes com influência ou não do rejeito transportado e depositado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana, MG. Sendo estes: 1) área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito (PMR); 2) área com regeneração natural sobre rejeito (RNR), e 3) área de floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN). Foram instaladas 30 parcelas fixas de 2×2 m em cada área. Para avaliar o banco de sementes, coletou-se o solo até a profundidade de 5,0 cm em uma moldura de 44×40×7 cm e avaliou-se durante 6 meses em casa de sombra pelo método de germinação. A amostragem da serapilheira foi realizada através do lançamento de um gabarito de 0,25m² (0,5 × 0,5 m) no centro de cada parcela e coletado o material vegetal não decomposto. As amostras foram secas em estufa a 70°C por 72h e mensurado o peso seco. A amostragem da serapilheira foi realizada somente nos ambientes RNR e FN, uma vez que no ambiente PMR ainda não havia deposição de serapilheira pelas mudas plantadas. Foram analisados os atributos químicos do solo por meio da coleta de amostras de solo na profundidade de 0-10 cm em cada parcela de cada ambiente. A avaliação do estrato de regeneração natural consistiu na identificação e mensuração da altura total e diâmetro ao nível do solo de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura ≥ 30 cm e Circunferência a Altura do Peito (CAP) ≤ 30 cm. Como resultados, nos bancos de sementes foram contabilizadas 21.095 plântulas (1775,67 indivíduos/m²), representando 38 famílias botânicas e 126 espécies. Nos ambientes com depósito de rejeito houve maior densidade de sementes, maior número de indivíduos, menor riqueza de espécies, menor diversidade beta e composição de espécies diferenciada, devido à presença, principalmente, de espécies ruderais. Quanto aos valores médios de serapilheira acumulada e da maioria dos atributos químicos do solo, estes diferiram significativamente ($p < 0,005$), sendo maior o aporte de serapilheira acumulada no ambiente RNR. Por fim, para o estrato de regeneração natural, contabilizou-se 501 indivíduos, representados por 91 espécies de 31 famílias botânicas. De forma geral, os resultados deste estudo demonstram que o estágio sucessional da vegetação e a proximidade com um fragmento florestal conservado, tiveram forte influência sobre o elevado aporte de serapilheira acumulada, a qualidade dos

bancos de sementes sobre rejeito e sobre os parâmetros estruturais, composição e diversidade de espécies, bem como sobre as categorias sucessionais e síndromes de dispersão de sementes. Portanto, pode-se concluir que a aplicação dos bioindicadores banco de sementes, serapilheira acumulada e regeneração natural revelou a resiliência das áreas atingidas pelo rejeito, com capacidade de promover o retorno do processo de sucessão em poucos anos, sendo que tais indicadores podem ser recomendados para avaliação e monitoramento de outras áreas impactadas pelo rejeito.

Palavras-chave: Restauração Florestal. Mineração. Banco de sementes do solo. Regeneração natural. Serapilheira.

ABSTRACT

PILOCELLI, Aline, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2020. **Bioindicators for monitoring the restoration of areas impacted by the Fundão dam disruption, Mariana, Minas Gerais.** Advisor: Sebastião Venâncio Martins.

The aim of this study was to evaluate the soil seed bank, the accumulated litter and the natural regeneration stratum of environments with or without influence of the tailing transported and deposited by the Fundão dam rupture in Mariana, MG. These are: 1) area with planting of native species seedlings in pasture over tailings (PMR); 2) area with natural regeneration over tailings (RNR), and 3) area of native forest not affected by tailings (FN). Thus, 30 fixed 2×2 m plots were allocated to each area. To evaluate the seed bank, the soil was collected to a depth of 5.0 cm in a $44 \times 40 \times 7$ cm frame and evaluated for 6 months in a shade house by the germination method. Litter sampling was performed allocating by throwing a 0.25m^2 (0.5×0.5 m) frame in the center of each plot and the non-decomposed organic material was collected. The samples were oven dried at 70°C for 72h and the dry weight was measured. Litter sampling was performed only in the RNR and FN environments, since in the PMR environment there was no litter deposition by the planted seedlings. Soil chemical attributes were analyzed by collecting soil samples at a depth of 0-10 cm in each plot of each environment. The evaluation of the natural regeneration stratum consisted in the identification and measurement of total height and ground level diameter of all shrub-tree individuals with height ≥ 30 cm and circumference at breast height (CBH) ≤ 30 cm. As a result, seed banks 21.095 seedlings (1775.67 individuals / m^2) were accounted, representing 38 botanical families and 126 species. In the environments with tailings deposit there was higher seed density, larger number of individuals, lower species richness, lower beta diversity and differentiated species composition, mainly due to the presence of ruderal species. As for the average values of accumulated litter and most of the chemical attributes of the soil, they differed significantly ($p < 0.005$), being higher the accumulated litter input in the RNR environment. Finally, for the natural regeneration stratum, there were 501 individuals, represented by 91 species of 31 botanical families. In general, the results of this study show that the successional stage of the vegetation and the proximity to a conserved forest fragment had a strong influence on the high accumulation of litter, the quality of the seed bank on the tailings and on the structural parameters, composition. and species diversity, as well as successional categories and seed dispersal syndromes. Therefore, it can be concluded that the application of bioindicators: seed bank, accumulated litter and natural regeneration revealed

the resilience of the areas affected by the tailings, with the ability to promote the succession process return in a few years, and such indicators can be recommended for evaluation and monitoring of other areas impacted by the tailings.

Keywords: Forest Restoration. Mining. Soil seed bank. Natural regeneration. Litter.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	12
CAPÍTULO 1 – BANCO DE SEMENTES COMO INDICADOR DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE AMBIENTES SOBRE REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO EM MARIANA, MG.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3 RESULTADOS	21
4 DISCUSSÃO	28
5 CONCLUSÕES	32
6 REFERÊNCIAS	32
CAPÍTULO 2 - SERAPILHEIRA ACUMULADA COMO INDICADOR DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE UM AMBIENTE EM REGENERAÇÃO NATURAL SOBRE REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO EM MARIANA, MG.....	41
1 INTRODUÇÃO.....	41
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	43
3 RESULTADOS	46
4 DISCUSSÃO	48
5 CONCLUSÃO.....	50
6 REFERÊNCIAS	50
CAPÍTULO 3 - REGENERAÇÃO NATURAL COM INDICADOR DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE AMBIENTES SOBRE REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO EM MARIANA, MG.....	54
1 INTRODUÇÃO.....	54
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	56
3 RESULTADOS	61
4 DISCUSSÃO	67
5 CONCLUSÃO.....	71
6 REFERÊNCIAS	72
CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
APÊNDICES	81

INTRODUÇÃO GERAL

A atividade de mineração é de extrema importância para a economia de diversos países, dentre eles o Brasil, e particularmente para Minas Gerais, que tem o minério de ferro como seu principal produto de exportação. E a mineração não está restrita ao minério de ferro; inúmeros outros recursos minerais são extraídos para usos diversos, como calcário para fabricação de cimento, bauxita para produção de alumínio, entre outros. Ou seja, a mineração é uma atividade essencial para as atividades humanas.

A mineração, como outras atividades antrópicas, por mais bem planejada que seja pode gerar impactos ambientais, como o acidente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana, MG. Este acidente ocorreu em novembro de 2015 e despejou quase 40 milhões de metros cúbicos de rejeito nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce. A deposição do rejeito às margens destes rios e seus tributários ficou restrita a um trecho de 113 km que vai da barragem de Fundão até a usina hidrelétrica Risoleta Neves (Candonga), denominada como Área Ambiental 1. A partir daí o rejeito diluído seguiu pelo rio Doce até atingir o litoral do Espírito Santo (Fundação Renova, 2019; Martins et al., 2020).

Desde então, nos últimos quatro anos, esse acidente ambiental ganhou destaque devido à proporção dos impactos e tem demandado inúmeros esforços com a finalidade de recuperar os aspectos ambientais, sociais e econômicos das regiões atingidas. No âmbito da restauração florestal, vem sendo aplicados diferentes métodos de restauração ativa e passiva com o intuito de promover o retorno dos processos ecológicos e a recuperação da resiliência desses ecossistemas (Fundação Renova, 2019; Martins et al., 2020). No entanto, para alcançar o sucesso da restauração é importante que haja ações de monitoramento para avaliar a eficiência e efetividade dos métodos implantados (Chazdon, 2012), além de buscar se aproximar dos ecossistemas de referência, que são representados pelas áreas naturais remanescentes próximas ao local que está sendo restaurado (Aroson et al., 2011).

Dessa forma, além da restauração ambiental de uma área, a avaliação e o monitoramento desta também é fundamental para indicar se o projeto de restauração necessita de interferência ou redirecionamento, além de ser possível determinar se a floresta restaurada já é autossustentável (Martins, 2016). Para isso, diversos indicadores de avaliação e monitoramento da restauração florestal têm sido amplamente utilizados, como a produção de serapilheira, os parâmetros fitossociológicos das comunidades vegetais durante a regeneração natural, o banco de sementes e de plântulas, a análise da cobertura do dossel, a chuva de

sementes, a presença de espécies invasoras e exóticas, entre outros (Martins, 2009, 2012, 2016; Weerasinghe et al., 2019).

Neste contexto, este estudo teve como objetivo, avaliar o processo de restauração florestal e verificar a resiliência de ambientes atingidos pelo rejeito da barragem de Fundão na Área I, região do Quadrilátero Ferrífero em Mariana, Minas Gerais, através da aplicação dos bioindicadores de avaliação e monitoramento: serapilheira acumulada, banco de sementes do solo e regeneração natural, e compará-los com um ecossistema de referência.

Portanto, a dissertação está organizada em três capítulos; 1) Banco de sementes do solo em dois ambientes sobre o rejeito da barragem de Fundão e em um ecossistema de referência em Mariana, MG; 2) Serapilheira acumulada em uma área de regeneração natural sobre rejeito da barragem de Fundão e um ecossistema de referência em Mariana, MG 3) Regeneração natural em dois ambientes sobre rejeito da barragem de Fundão e em um ecossistema de referência em Mariana, MG.

REFERÊNCIAS

Aronson J, Durigan G, Brancalion PHS. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. Instituto Federal Série Registros, 2011; 44:1-38.

Chazdon R. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 2012;7(3): 195-218.

Fundação Renova. Relatório anual de atividades – ano 2018, janeiro 2019. [Acessado em 02 nov 2019]. Disponível em: < <https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2019/01/renovaanual-1.pdf>>.

Martins SV. Alternative forest restoration techniques. In: Viana H. (Org.). New perspectives in forest science. 1ed. London: InTech; 2018. p. 131-148

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 4. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2016. p.270.

Martins SV. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: Fournier MV, editor. Forest regeneration: ecology, management and economics. New York: Nova Science Publishers; 2009.

Martins SV, Villa, PM, Balestrin, D, Nabeta, FH, Silva, LF. Monitoring the passive and active ecological restoration of areas impacted by the Fundão tailings dam disruption in Mariana, Minas Gerais, Brazil. In: De Vlieger, K. Recent advances in ecological restoration. New York: Nova Science Publishers. 2020. In press.

Weerasinghe M, Ashton MS, Hooper ER, Singhakumara BMP. Floristics of soil seed banks on agricultural and disturbed land cleared of tropical forests. Restoration Ecology. 2019; 27(1): p. 138–147.

Capítulo 1 - Banco de sementes como indicador da restauração florestal de ambientes sobre rejeito da barragem de Fundão em Mariana, MG.

RESUMO: Neste estudo avaliou-se o banco de sementes de ambientes com influência ou não do rejeito transportado e depositado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana, MG. Sendo estes: 1) área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito (PMR); 2) área com regeneração natural sobre rejeito (RNR), e 3) área de floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN). Alocou-se 30 parcelas fixas de 2×2 m em cada ambiente. Coletou-se o solo até a profundidade de 5,0 cm (44×40×7 cm) para avaliação, durante 6 meses, pelo método de germinação. Ao todo foram contabilizadas 21.095 plântulas (1775,67 indivíduos/m²), representando 38 famílias botânicas e 126 espécies. Sob o PMR, obteve-se 5.455 indivíduos, 66 espécies e 22 famílias botânicas. Já em RNR registrou-se 11.765 indivíduos, 62 espécies e 22 famílias botânicas. Por fim, em FN encontrou-se 3.875 indivíduos, 92 espécies e 35 famílias botânicas. Observou-se que nos ambientes com rejeito houve maior densidade de sementes, maior número de indivíduos, menor riqueza de espécies, menor diversidade beta e composição de espécies diferenciada, devido à presença, principalmente, de espécies ruderais. Esses resultados refletiram a resiliência das áreas atingidas pelo rejeito, sendo a proximidade da matriz de paisagem florestal com alta diversidade de propágulos, um fator determinante para o aumento da densidade e riqueza do banco de sementes sobre rejeito.

Palavras Chaves: Mata Atlântica. Resiliência. Diversidade

1 INTRODUÇÃO

A restauração de áreas degradadas representa uma prioridade de interesse mundial, com a finalidade de recuperar e incrementar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em diferentes contextos ambientais e econômicos (Menz et al., 2013; Jacobs et al. 2015; Suding et al., 2015). Estas atividades de restauração têm demandado milhões de dólares para investimentos em diferentes métodos, tecnologias, e programas de gestão, porém, ainda é necessário seguir calibrando métodos para atingir as metas propostas na escala global (FAO, 2016). A sucessão natural dos ecossistemas depois de um distúrbio, também é conhecida como método de restauração passiva, que consiste no manejo de áreas permanentes para promover a recuperação de sua diversidade, estrutura e funções (Chazdon et al., 2014; Latawiec et al., 2016; Villa et al., 2019; Martins et al., 2020). Dessa forma, cabe destacar que o sucesso dos métodos de restauração depende de fatores antropogênicos (ex: tipo e intensidade dos distúrbios) e ambientais (ex: gradientes edáficos), que interagem simultaneamente (Holl e Aide, 2011; Holl, 2017).

Neste contexto, nos últimos quatro anos, o rompimento da barragem de Fundão na bacia do Rio Doce, estado de Minas Gerais, ganhou destaque devido à magnitude dos impactos, que resultou na formação de um novo tipo de solo, conhecido como “Tecnossolo”, constituído principalmente por resíduos de mineração e seu tratamento (Rossiter, 2007). Desde então, várias iniciativas vem sendo feitas na tentativa de recuperar os ecossistemas atingidos neste desastre, considerado o maior da história da mineração brasileira (IBAMA, 2015). A partir disto, diferentes métodos de restauração ativa e passiva vem sendo aplicados (Martins et al., 2020), porém, precisa-se urgentemente de ações de monitoramento para avaliar a eficiência e efetividade dos métodos, através de diferentes indicadores ecológicos.

Neste sentido, o banco de sementes do solo é visto com um indicador-chave para auxiliar no entendimento do potencial de regeneração natural de áreas submetidas à diferentes distúrbios (Calegari et al., 2013, Martins et al., 2015); também é essencial para definir a melhor estratégia de manejo a ser empregada na conservação, restauração e monitoramento de florestas nativas (Martins et al., 2008; Chen et al., 2013; Martins, 2013; Scipioni et. al, 2018). Além disso, é importante entender os recursos do banco de sementes para fundamentar a tomada de decisão sobre futuras intervenções focadas na melhoria de processos ecológicos que ocorrem em ecossistemas restaurados (Martins et al., 2015).

O banco de sementes é constituído tanto por sementes produzidas em determinada área quanto por aquelas transportadas de outros locais, permanecendo viáveis em estado de dormência real ou imposta, quando presentes na superfície do solo (Martins et al., 2015). É

um sistema com entradas, por meio dos mecanismos de dispersão atuantes, e saídas através da germinação, perda de viabilidade, predação ou morte das sementes (Caldato et al., 1996; Lindner, 2009). Podem ser transitórios, com sementes que germinam logo após a dispersão ou persistentes, com sementes que permanecem em estado de dormência até receberem condições favoráveis para germinação (Leck et al., 1989; Caldato et al., 1996; Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1994; Fenner e Thompson, 2005).

O estoque de sementes consiste em espécies da vegetação existente, espécies de estágios sucessionais anteriores e espécies que não estavam presentes na área, mas foram dispersas por algum tipo de agente biótico ou abióticos (Vespa et al., 2014).

O conhecimento da distribuição, quantificação e composição do banco de sementes resulta em uma ferramenta muito valiosa para compreender a capacidade de resiliência de um ecossistema degradado ou os estágios sucessionais das florestas (Lopes et al., 2006; Magnago et al., 2012; Calegari et al., 2013; Martins et al., 2015). No entanto, existem diversos fatores que podem influenciar na composição florística do banco de sementes do solo, como distância das fontes de propágulos, oferta de dispersores, matriz de paisagem, estágio de sucessão e uso do solo (Martins et al., 2015).

A tendência nos estudos sobre a composição de banco de sementes é de que florestas em processo de regeneração natural, ou seja, no início da sucessão, apresentem a predominância de espécies pioneiras, com maior destaque para as herbáceas e arbustivas, tanto com relação aos padrões de abundância, quanto de riqueza (Butler e Chazdon 1998; Martins e Engel 2007; Figueiredo et al., 2014; Mall e Singh 2014, Miranda Neto et. al, 2017; Silva et al., 2019, Balestrin et al., 2019). Contudo, o banco de sementes também apresenta espécies arbóreas pioneiras em sua composição, mesmo em menor quantidade, e com o avanço na sucessão florestal espera-se que a densidade dessas espécies aumente (Baider et al., 2001; Martins et al., 2008).

Diante disso, neste estudo, avaliou-se os padrões de estrutura e diversidade de plântulas emergentes dos bancos de sementes ao longo de um gradiente de distúrbio. As hipóteses foram: a) O distúrbio determina variações na diversidade e estrutura (número de indivíduos) nos bancos de sementes; b) O distúrbio promove o incremento da diversidade Beta, ou seja, existe uma relação positiva entre o distúrbio e a diversidade Beta. Portanto, a previsão é que nos ambientes de distúrbios haverá maior número de indivíduos e diversidade Beta, promovida principalmente pela maior riqueza de espécies ruderais. Neste sentido, esperou-se constatar se há resiliência nos ambientes de distúrbios e obter dados para entender em que circunstâncias, por exemplo, a restauração passiva pode ser suficiente e quando é

necessário que seja realizadas intervenções de forma ativa, ou seja o reflorestamento (Martins, 2016; Scipioni et. al, 2018; Martins et al., 2020).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em ambientes impactados pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, localizada no município de Mariana, Minas Gerais, ($20^{\circ} 22' 40''$ S e $43^{\circ} 24' 58''$ W) dentro dos limites da Área I (Trecho 13) de atuação da Fundação Renova. As parcelas permanentes de monitoramento foram implantadas em três ambientes contíguos: 1) área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito (PMR) 2) área com regeneração natural sobre rejeito (RNR), e 3) área de floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN) (Figuras 1 e 2). O ecossistema de referência (FN) é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (senso Veloso et al., 1992) secundária em estágio médio de sucessão.

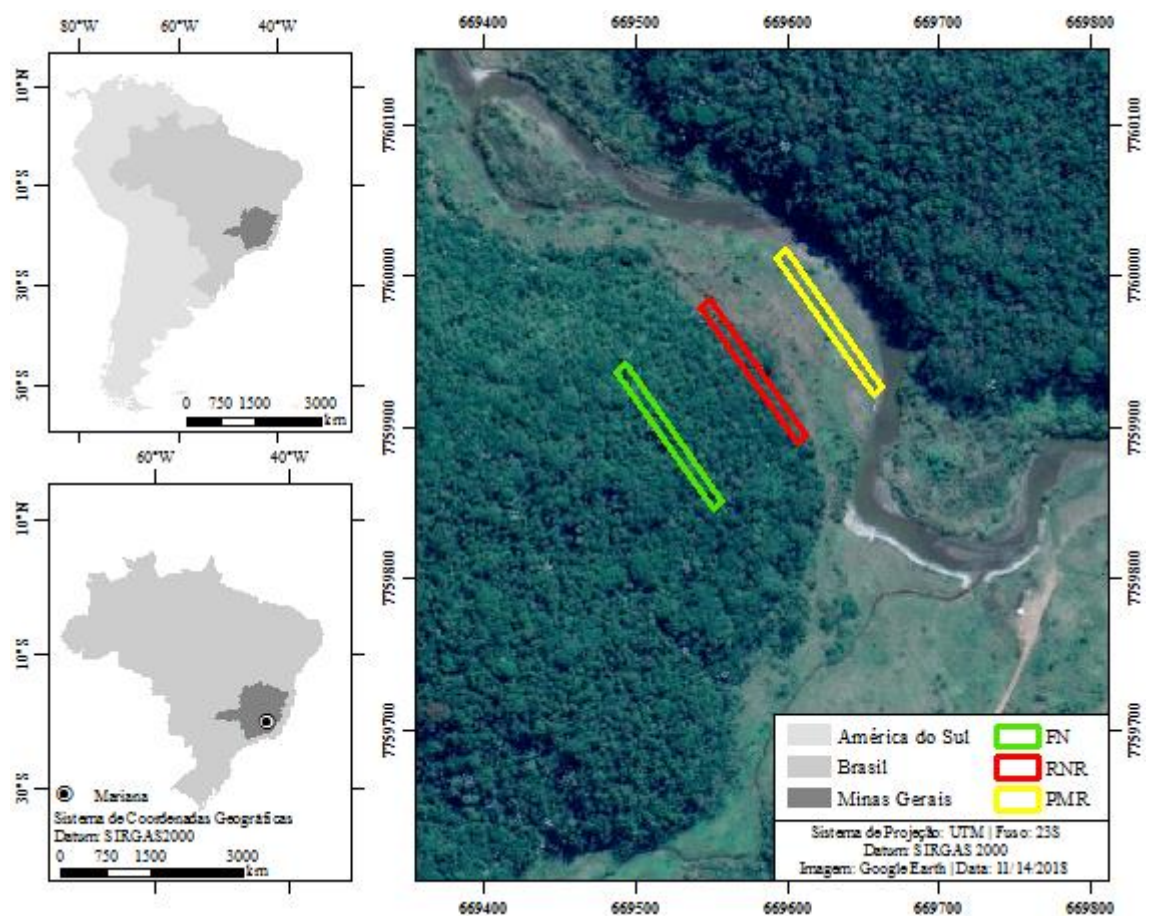


Figura 1. Localização dos ambientes de estudo em Mariana, MG. FN - floresta nativa de referência. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito, PMR - área com plantio de mudas sobre rejeito.



Figura 2. Ambientes estudados em Mariana, MG. A. PMR - área com plantio de mudas sobre rejeito, B. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito, C. FN - floresta nativa de referência. Fotos: Sebastião Venâncio Martins

O município de Mariana está localizado na região do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais. A altitude média local é de 712 m, com o ponto mais alto o Pico do Itacolomi, com 1772 m (Souza et al., 2005).

De acordo com a classificação climática de Koppen, são descritos dois tipos climáticos distintos para Mariana: Cwa, nas áreas de menor cota e Cwb nas mais elevadas (Strahler, 1963). Os meses de dezembro, janeiro e fevereiro são os de maiores precipitações, o índice médio pluviométrico anual é de 1.800 mm (Baltazar e Raposo, 1993).

2.2 Caracterização das áreas de amostragem

O rejeito depositado possui heterogeneidade de profundidade de acordo com o trecho e condições específicas, variando aproximadamente de 50-70 cm. Além disto, este material apresenta características diferenciadas de acordo com o período do ano (estação chuvosa ou seca), sendo que para a primeira condição (chuvosa), ocorre um depósito de água nas covas de plantio, ou áreas em que a topografia possibilita tal condição, causando muitas vezes a morte de espécies vegetais não adaptadas a estas condições.

Em PMR há invasão de braquiária (*Urochloa decumbens*) e outras gramíneas exóticas, tendo sido realizado no início de 2018 e em períodos posteriores roçadas manuais de manutenção em área total. Nesta área foi feito o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas da região, no espaçamento de 3,0 × 3,0 m. O relevo é predominantemente plano a levemente inclinado e está localizado há aproximadamente 100 m do ecossistema de referência, FN.

A área RNR atualmente apresenta cobertura total ou parcial de vegetação arbustivo-arbórea nativa regenerante sobre o rejeito e encontra-se adjacente ao ecossistema de referência-FN.

A FN constitui um trecho remanescente de Floresta Estacional Semidecidual secundário preservado, inserido no bioma Floresta Atlântica, adjacente à RNR e PMR, que não sofreu o impacto decorrente do rompimento da barragem, e serviu como ecossistema de referência neste estudo (Figura 2).

2.3 Amostragem e análise do banco de sementes

Em cada ambiente foram alocadas de forma sistemática 30 parcelas permanentes de 2 × 2 m, distanciadas 5 m umas das outras, formando 2 linhas de 100 m com 15 parcelas em cada linha, sendo plotadas de forma a considerar a orientação topográfica do terreno (Figura 3).

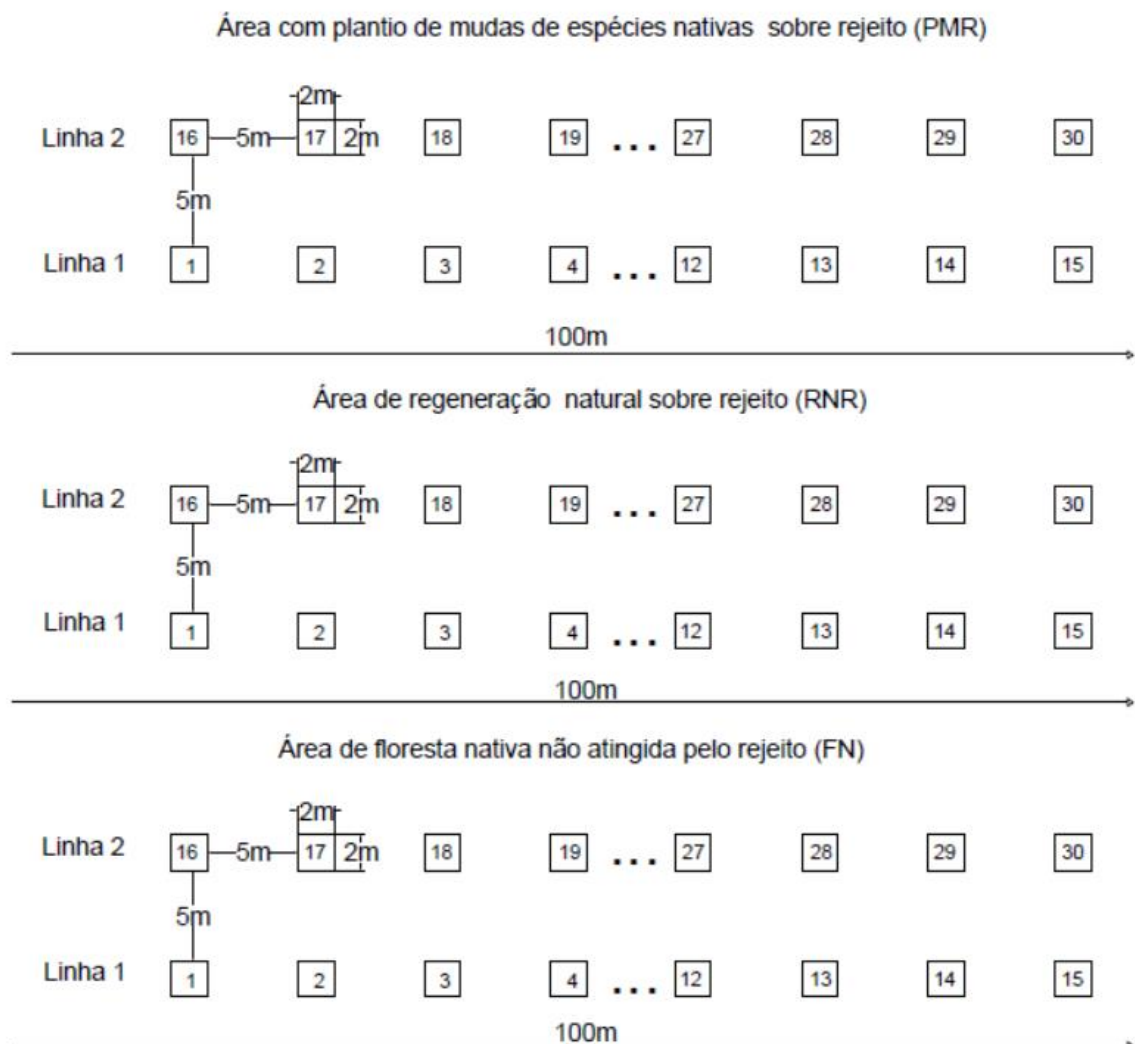


Figura 3. Distribuição das parcelas nos ambientes com depósito de rejeito e no ecossistema de referência em Mariana, Minas Gerais, Brasil

Em cada parcela de cada ambiente foram coletadas 30 amostras de solo superficial de cada área até na profundidade de 5,0 cm, com o auxílio de um gabarito de 0,44 × 0,30 m (0,132m²), perfazendo 90 amostras. Estas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos transparentes, devidamente identificadas e transportadas para a casa de sombra do Viveiro de Pesquisas na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, Minas Gerais, onde foram transferidas para bandejas plásticas de 0,44 × 0,30 × 0,07cm, com furos no fundo para drenagem de água. As bandejas foram dispostas em uma bancada a um metro de altura e mantidas isoladas de possíveis contaminações externas, por cobertura de tela tipo sombrite com 50% de sombreamento. Nas bancadas, foram colocadas duas bandejas com areia esterilizada, com a função de controle. As amostras de solo receberam irrigação diária por aspersão programada (quatro irrigações diárias de três minutos de duração cada uma) durante 6 meses.

A avaliação dos bancos de sementes do rejeito (Tecnossolo) foi realizada pelo método indireto de emergência das plântulas (Brown, 1992). As plântulas emergidas foram contabilizadas semanalmente e identificadas em nível de espécie e família, independentemente de seu hábito de crescimento e forma de vida (exceto briófitas). Para as espécies não reconhecidas no viveiro, coletou-se o material botânico para posterior comparação com material depositado no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa, MG, e consulta a especialistas, quando necessário.

A classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group* IV (APG IV, 2016) e para confirmação dos autores dos nomes científicos foi consultado o site The Plant List (The Plant List, 2018).

2.4 Análise Fitossociológica

Os parâmetros fitossociológicos (Mueller-Dombois e Ellenberg, 2003) para descrever a estrutura da comunidade, bem como o cálculo dos valores de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J'), conforme Brower e Zar (1984) para cada ambiente foram determinados utilizando o programa FITOPAC 2.1 (Shepherd 2010).

2.5 Categorias sucessionais e síndromes de dispersão

As espécies foram classificadas quanto à origem (nativa e exótica) e forma de vida, sendo consideradas quatro categorias: árvore, arbusto, herbácea e trepadeira. Ambas as classificações foram baseadas na Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2019).

Além disso, as espécies foram separadas de acordo com as categorias sucessionais, por meio dos critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para Florestas Estacionais Semidecíduais brasileiras em: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias.

Por fim, as espécies foram categorizadas em grupos funcionais de acordo com a síndrome de dispersão: anemocóricas (espécies que apresentam mecanismos que facilitam a dispersão pelo vento), autocórica (espécies que dispersam os diásporos por gravidade ou apresentam mecanismos de auto-dispersão, como a deiscência explosiva.), epizooocórica (espécies adaptadas a dispersão pela pele de animais, por meio de estruturas que se prendem em pelos, penas e até mesmo em roupas), hidrocóricas (espécies adaptadas à dispersão pela água) e zoocóricas (espécies que possuem características relacionadas à dispersão por animais) (Van Der Pijl, 1982).

Os dados foram processados em planilha eletrônica no programa Microsoft Excel e transformados em gráficos.

2.6 Análise geral de dados

As análises a seguir foram feitas no programa R (R Core Team 2018). Avaliou-se a distribuição e homogeneidade dos dados usando os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett (Crawley 2013).

A distribuição da abundância de espécies dos bancos de sementes foi obtida através da construção de curvas de dominância-diversidade como método para classificar a dominância das espécies da área de estudo de forma decrescente, desde as espécies mais dominantes às menos dominantes (Magurram, 2004). Cada espécie está presente no eixo "x", e sua cobertura sobre o eixo "y".

A comparação das médias da abundância e diversidade de Shannon entre os bancos de sementes foi feita por meio de um teste de Kruskal-Wallis (para dados não distribuídos normalmente) seguido por um teste posterior de Dunn (Crawley, 2013).

Para avaliar a similaridade entre os bancos de sementes foi construído um Diagrama de Venn representando o número de espécies compartilhadas e exclusivas de cada banco de sementes.

Foi realizado o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para analisar as diferenças entre os bancos de sementes em termos de composição florística de espécies usando a Bray-Curtis baseado em dados de abundancia. O NMDS foi realizado usando a função "metaMDS" do pacote "vegan" (Oksanen et al., 2018). Utilizou-se a análise de

variância multivariada permutacional (PERMANOVA, 9999 permutações) para determinar diferenças na composição de espécies utilizando a rotina de adonis disponível no pacote “vegan” (Oksanen et al., 2018).

Para avaliar a diversidade beta, foi usada a função betadisper em 'vegan', com base no método de Análise Multivariada de Dispersão ou PERMDISP (Anderson, 2006), com a distância de Bray-Curtis para agrupar o centróide, objetivando testar homogeneidade de dispersão entre possíveis grupos, aplicando permutações Monte Carlo. Nesta análise, quanto maior a dispersão dos dados, maior a heterogeneidade dos tratamentos. Por fim, as diferenças na diversidade beta entre tratamentos foram testadas usando PERMANOVA (Anderson, 2001).

3 RESULTADOS

3.1 Fitossociologia

Ao todo foram contabilizadas 21.095 plântulas (1775,67 indivíduos.m²), representando 38 famílias botânicas e 126 espécies.

Para o banco de semente PMR obteve-se 5.455 indivíduos, totalizando 66 espécies, sendo que destas, seis espécies foram identificadas apenas em nível de gênero, duas em nível de família, totalizando 22 famílias botânicas (Tabela 1, apêndice A). A densidade alcançada foi de 1.377,53 propágulos.m⁻², sendo 1.362,12 ervas.m⁻², 11,87 arbustos.m⁻², 0,76 árvores.m⁻², 2,27 trepadeiras.m⁻² e 0,51 não caracterizadas.m⁻². As famílias com maior riqueza foram Asteraceae (20), Poaceae (10) e Cyperaceae (6), perfazendo 54,54% das espécies da amostra. Com relação à distribuição das abundâncias através da curva de dominância-diversidade (Figura 4), as espécies que se destacaram foram: *Digitaria sanguinalis* (28,98%), *Scoparia dulcis* (14,76%) e *Ageratum conyzoides* (10,23%). Entre as espécies com valores mais baixos de abundância se destacaram *Mikania hirsutissima*, *Leersia hexandra* e *Stemodia verticillata* com valores de 0,02% cada uma.

No banco de sementes de RNR foram identificados 11.765 indivíduos pertencentes a 62 espécies, em que oito identificou-se em nível de gênero e uma em nível de família, perfazendo 22 famílias (Tabela 2, apêndice A). A densidade foi de 2.970,96 indivíduos.m⁻², sendo 2.945,20 ervas.m⁻², 23,48 arbustos.m⁻², 1,77 árvores.m⁻² e 0,51 trepadeiras.m⁻². As famílias com maior riqueza foram Asteraceae (14), Poaceae (9) e Cyperaceae (6), juntas totalizavam 46,78% das espécies; e as espécies com maior número de germinações foram *Cyperus rotundus* (35,21%), *Scoparia dulcis* (29,88%) e *Ageratum conyzoides* (6,19%). Já as

menos dominantes foram *Eclipta alba* e *Digitaria insularis* e *Croton glandulosus* representando apenas, cada uma, 0,01% das germinações (Figura 4).

Por fim, o banco de sementes FN registraram-se 3.875 indivíduos de 92 espécies; destas, nove foram identificadas em nível de gênero, três em nível de família e cinco ficaram como indeterminadas, assim como as famílias pertencentes, totalizando 35 famílias botânicas (Tabela 3, apêndice A). Apresentou densidade de 978,54 propágulos.m⁻², distribuídos em 545,45 ervas.m⁻², 221,97 arbustos.m⁻², 107,07 árvores.m⁻², 98,99 trepadeiras.m⁻² e 5,05 indivíduos.m⁻², não caracterizadas. As famílias com maior riqueza foram Asteraceae (22), Poaceae (7) Cyperaceae (5) e Fabaceae (5); juntas somam 42,38% do total de indivíduos amostrados. As espécies com maior número de indivíduos foram *Clidemia hirta* (20,72%), seguida por *Commelina diffusa* (13,63%) e *Urochloa plantaginea* (11,17%). Por outro lado, *Gnaphalium pensylvanicum*, *Solanum americanum* e *Chamaecrista nictitans* estão entre as espécies com os valores mais baixos de abundância apresentada nas amostras (0,03%) (Figura 4).

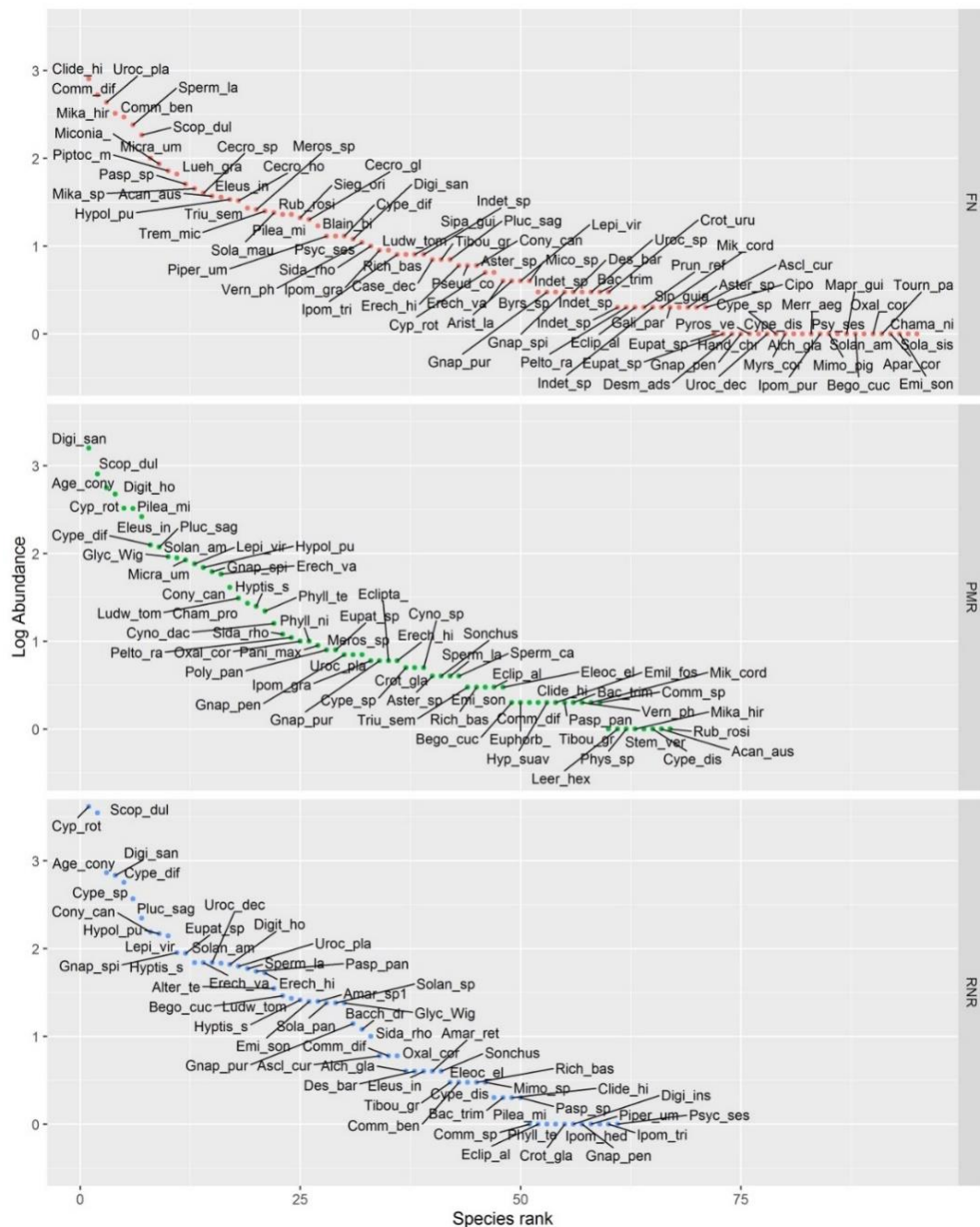


Figura 4. Distribuição da abundância de espécies ao longo dos tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. PMR= Plantio de mudas sobre rejeito, RNR= Regeneração natural sobre rejeito; FN=Floresta Nativa.

3.2 Categorias ecológicas

De forma geral, os três bancos de sementes avaliados apresentaram predomínio de plântulas de espécies nativas, forma de vida herbácea, pioneiras e com dispersão anemocórica (Figura 5 e Tabela 4 - apêndice A).

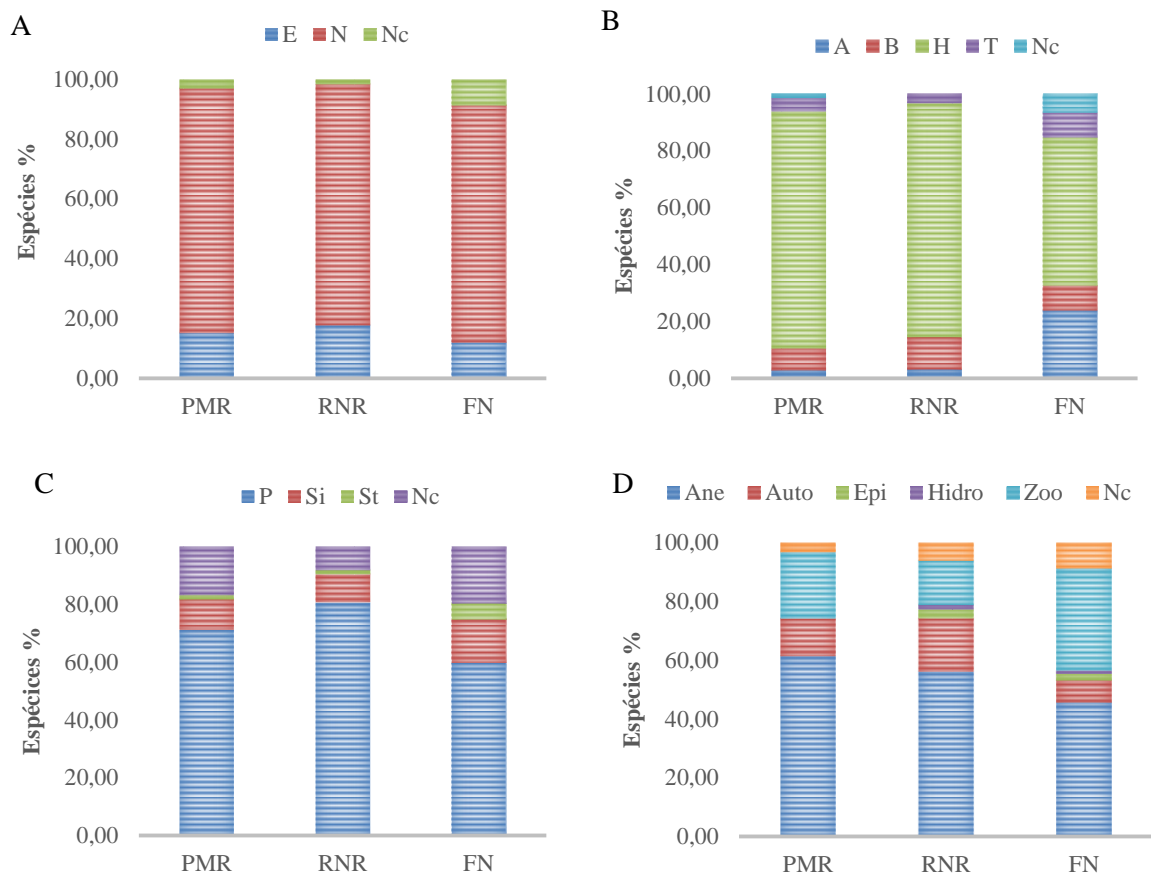


Figura 5. Percentual de distribuição de espécies quanto a origem (A) (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Classificada), forma de vida (B) (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Classificada); categoria sucessional (C) (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Classificada); síndrome de dispersão (D) (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Classificada) (barras) em diferentes tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Tipos de ambientes: PMR - plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito. RNR - regeneração natural sobre rejeito; FN – floresta nativa não atingida pelo rejeito.

3.3 Diferenças nos padrões de diversidade e abundância

O índice de diversidade de Shannon ($\chi^2 = 37.58$, $df = 2$, $P < 0,001$) mostrou diferenças significativas entre os bancos de sementes (teste de Dunn post hoc $P < 0,05$), sendo o maior valor de diversidade no banco de semente FN (Figura 6B) e não houve diferenças significativas entre os ambientes sobre rejeito (PMR e RNR). No entanto, a abundância ($\chi^2 = 0,10$, $df = 2$, $P = 0,96$), não apresentou diferenças entre bancos de sementes (Figura 6A).

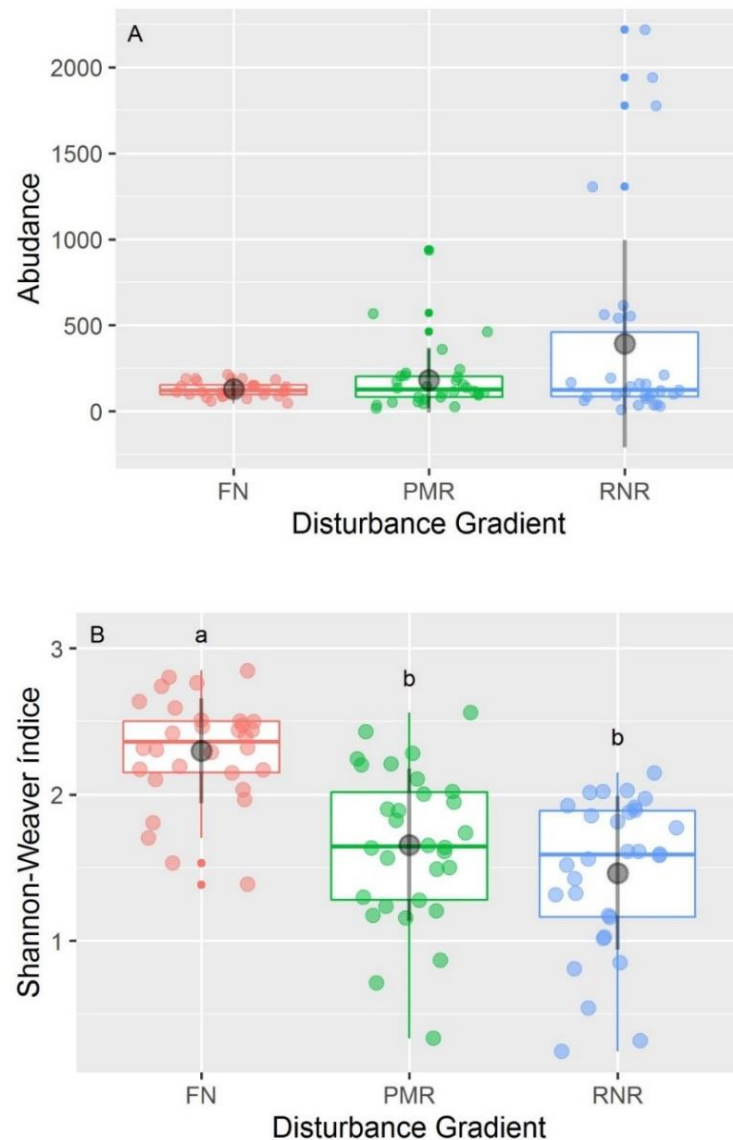


Figura 6. Diferenças no número de indivíduos (A) e no índice de Shannon (B) ao longo dos tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas (teste de Dunn; $p < 0,05$) entre as áreas de floresta amostradas. Tipos de ambientes: FN – floresta nativa não atingida pelo rejeito, RNR - regeneração natural sobre rejeito; PMR - plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito.

3.4 Espécies compartilhadas

Os três ambientes compartilharam 32 espécies, pouco mais de 25% do total (Figura 7). FN apresentou um total de 92, sendo 40 exclusivas desse ambiente. RNR apresentou 62 espécies, sendo apenas 12 exclusivas. PMR apresentou um total de 66 espécies e 16 exclusivas desse ambiente. FN apresentou o mesmo quantitativo de espécies com PMR e RN, pois compartilhou 42 espécies com cada ambiente.

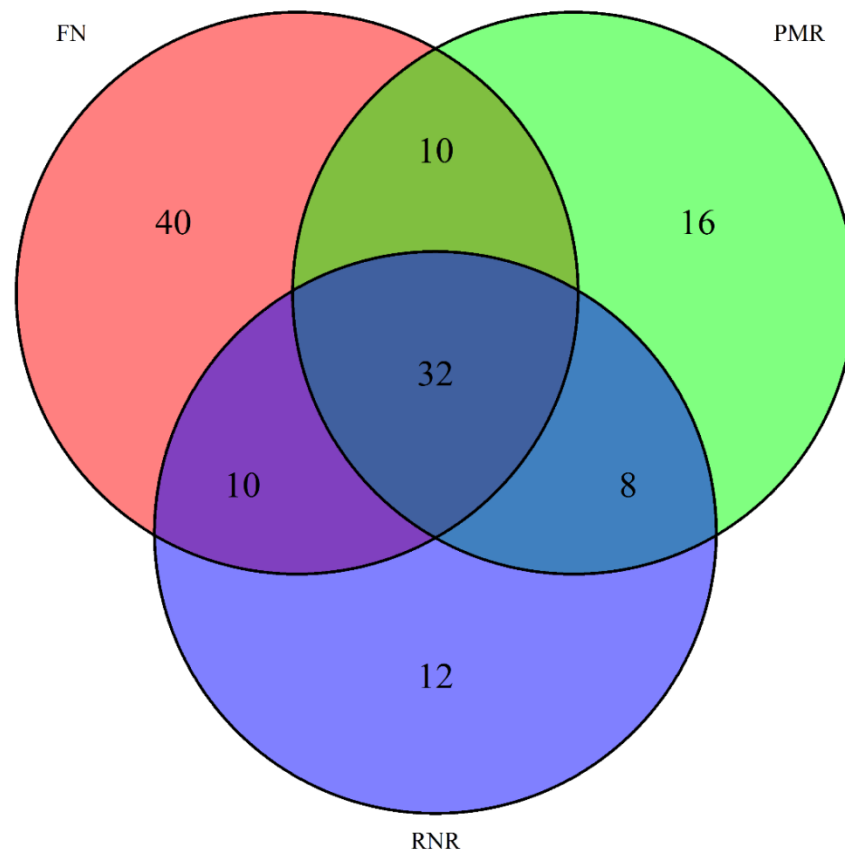


Figura 7. Os diagramas de Venn para verificar o número de espécies exclusivas e compartilhadas entre os tipos de ambientes. Tipos de ambiente: FN – área de floresta nativa não atingida pelo rejeito, RNR - área com regeneração natural sobre rejeito; PMR - área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito.

3.5 Diferenças na composição de espécies e similaridade florística

A composição florística das comunidades foi significativamente diferente entre os bancos de sementes (PERMANOVA: $F_{2,89} = 3,03$; $p < 0,001$; Figura 8A), formando três grupos ao longo do primeiro eixo, com os dois primeiros eixos de NMDS explicando 60% da variância dos dados das espécies. Também foram constatadas diferenças significativas na diversidade beta entre os sítios (PERMDIPS: $F_{2,89} = 10,40$; $p < 0,001$). Maior diversidade beta foi observada nos bancos de sementes PMR e RNR, em comparação com o banco de semente FN com valores mais baixos (Figura 8B), mas estes não diferiram entre si.

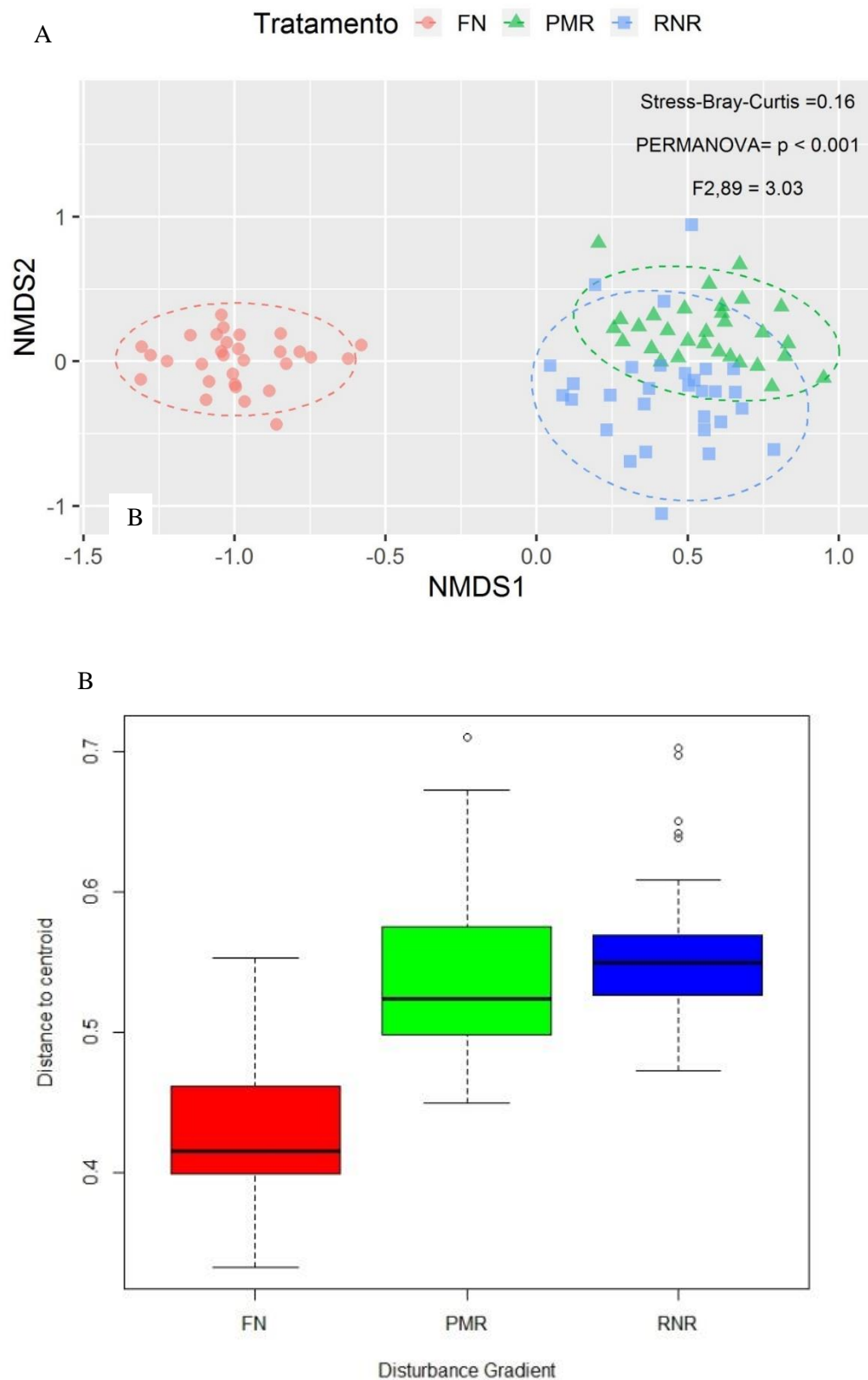


Figura 8. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na composição florística de espécies (A). Diversidade beta utilizando Análise Multivariada de Dispersão (PERMDISP) das espécies vegetais (B), medidas em 90 parcelas amostradas em diferentes tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudoeste do Brasil.

4 DISCUSSÃO

4.1 Fitossociologia

Nesse estudo verificou-se que nos ambientes com depósito de rejeito houve maior densidade de sementes, maior número de indivíduos, menor riqueza de espécies e composição florística diferenciada, devido à presença, principalmente, de espécies ruderais. Esses resultados indicam um efeito significativo do gradiente de distúrbio no banco de sementes solo-rejeito, sendo a proximidade com a floresta nativa um fator determinante na distribuição da diversidade e densidade dos bancos de sementes sobre rejeito.

Houve dissimilaridade na variação da composição florística entre os bancos de sementes dos ambientes sobre rejeito com relação a floresta nativa (Figura 8A), no entanto não houve diferença significativa entre os ambientes sobre rejeito, os quais apresentaram maior diversidade beta (Figura 8B), promovida principalmente por espécies herbáceas. A ocorrência das espécies em um determinado local depende daquelas que estão estabelecidas na paisagem (Tscharntke et al., 2012). Logo, ambientes que passaram por distúrbios tendem a sofrer alterações na sua composição florística, apresentando maior ocorrência de espécies ruderais, sendo muitas delas responsáveis pelo início da sucessão ecológica (Balder et al., 2001; Lu et al., 2010; Calegari et al., 2013; Guimarães et al., 2014; Moressi et al., 2014; Sousa et al., 2017; Silva et al., 2019).

A densidade de plântulas emergidas neste estudo (1.775,67 plântulas.m²) foi maior do que os valores médios encontrados em outros estudos com banco de sementes em florestas tropicais (Martins et al., 2015), que obtiveram densidades inferiores a 500 plântulas/m² para a maioria dos estudos e uma variação de 32 a 2.659 plântulas/m². De acordo com estes mesmos autores, a riqueza de espécies encontrada foi alta, pois os valores publicados variam de 14 a 101 espécies. De fato, constatou-se uma elevada riqueza de espécies (126), sendo também superior ao encontrado em trabalhos similares tanto do Brasil (Franco et al., 2012; Calegari et al., 2013; Guimarães et al., 2014; Miranda Neto et al., 2014; Correia, 2015; Machado et al., 2017; Sousa et al., 2017; Balestrin et al., 2019; Silva et al., 2019), como em outros países (Roovers et al., 2006; Lu et al., 2010; Douh et al., 2018; Török et al., 2018; Weerasinghe et al., 2019).

Os bancos de sementes dos ambientes com rejeito (PMR e RNR) apresentaram maior número de indivíduos comparados ao ecossistema de referência (FN), compostos predominantemente por espécies ruderais (Figura 5B e Tabela 4, apêndice A). A variação na densidade de sementes do solo em diferentes áreas está relacionada a vários fatores como o

histórico da área, a fonte de propágulos e a presença da fauna dispersora (Franco et al., 2012). Este maior número de indivíduos é comum em áreas no início de sucessão e tendem a diminuir com o avanço sucessional (Araújo et al., 2001; Baider et al., 2001; Dalling 2002; Calegari et al., 2013; Silva et al., 2019). Além disso, locais que passam por distúrbios, geralmente, sofrem aumento da abertura do dossel, que facilita a incidência de luz no sub-bosque (Camargo e Kapos, 1995; Silva júnior et al., 2004; Magnago et al., 2015). Este fato submete os locais ao efeito de borda e, esses fatores ambientais em conjunto, podem resultar em bancos de sementes mais abundantes (Alvarez-Aquino et al., 2005; Melo et al., 2007; Martins e Engel, 2007; Sousa et al., 2017).

A variação na proporção das formas de vida no banco de sementes é comum, de acordo com o nível de perturbação (Dalling e Denslow, 1998). Distúrbios mais altos tendem a mudar a composição para ervas e trepadeiras herbáceas (Grombone-Guaratini et al., 2004; Martins e Engel, 2007; Maza-Villalobos et al., 2011; Sousa et al, 2017), principalmente espécies de vida curta. Isso acontece porque essas espécies se caracterizam pela produção de uma grande quantidade de sementes pequenas e dormentes, que formam o banco persistente no solo (Muller-Landau, 2000), além de possuírem, em sua maioria, síndrome de dispersão anemocórica, o que facilita muito sua disseminação e consequente abundância no banco. Dessa forma, justifica-se o domínio por espécies herbáceas de forma mais predominante nos bancos de sementes sobre rejeito, assim como observado em outros estudos realizados em florestas tropicais (Batista Neto et al., 2007; Martins et al., 2008; Calegari et al., 2013; Figueiredo et al., 2014; Silva et al, 2019; Balestrin et al., 2019).

Contudo, as ervas predominantes neste estudo são de origem nativa (Figura 5A e Tabela 4, apêndice A), com destaque de maior riqueza e número de indivíduos para a família Asteraceae, assim como em outros levantamentos realizados em florestas tropicais no domínio da Mata Atlântica (Baider et al., 2001; Scoti et al., 2011; Franco et al., 2012; Figueiredo et al., 2014; Silva et al., 2019). Estas espécies, diferentemente das gramíneas exóticas invasoras que atuam como inibidoras do processo sucessional (Hooper et al., 2002; Peterson e Carson, 2008; Sousa et al, 2017), são fundamentais para a colonização de áreas pós-distúrbios, atuando no primeiro estágio de sucessão (Araujo et al., 2004). Presume-se que as principais contribuições dessas herbáceas são na melhoria das condições do solo, que facilita a retenção de água, evitando processos erosivos e, por fim, transformam-se em matéria orgânica para o solo. Assim, a dominância de espécies nativas no banco de sementes já é um indicador do potencial de recuperação das vegetações pós-distúrbios (Silva-Weber et al., 2012) e, isto associado à existência de uma fonte de propágulos próxima e com a realização

das intervenções de manutenção e controle na área, o processo sucessional tende a avançar com o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas (Baider et al., 2001; Dalling, 2002; Martins et al., 2008).

Cabe destacar que os bancos de sementes deste estudo são formados, predominantemente, por espécies pioneiras (Figura 5C e Tabela 4, apêndice A), as quais são fundamentais para o processo de restauração (Costalonga, 2006; Martins et al., 2008; Martins, 2009; Miranda Neto et al., 2010; Rodrigues et al., 2010; Franco et al., 2012; Balestrin et al., 2019), contribuindo para a formação do banco de sementes persistente do solo (Bazzaz e Pickett 1980; Araújo et al., 2001; Miranda Neto et al., 2017). No entanto, a presença de espécies arbóreas nativas nas amostras de PMR e RNR, mesmo que ainda de forma restrita, indica que essas espécies podem funcionar como um facilitador sucessional (Vieira et al., 1994; Holl, 2002), pois se estabelecem em áreas abertas e se originam do banco de sementes (como as solanáceas e as melastomatáceas deste estudo que são dispersas por animais). Desta forma, auxiliam na dispersão e estabelecimento de espécies arbóreas zoocóricas, seguindo o modelo de nucleação (Yarranton e Morrison 1974), fazendo com que essas espécies lenhosas sirvam de poleiro de pouso e descanso de aves e morcegos dispersores (Melo et al., 2015).

A proximidade ou não de fragmentos conservados e a presença de agentes dispersores, são os fatores limitantes mais importantes para a colonização de árvores em áreas alteradas (Chazdon, 2008; Martins et al., 2012; Miranda Neto et al., 2014). O ambiente com maior densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos é RNR, que está mais próximo da floresta nativa. Afinal, em áreas mais distantes, mesmo quando as espécies ultrapassam a barreira da dispersão, elas não se acumulam devido à viabilidade de sementes em curto prazo e, possivelmente, alta predação (Cubi e Aide, 2001; Howe e Smallwood, 1982; Holl, 1998). Dessa forma, farão parte da sucessão inicial de áreas mais distantes da floresta adjacente, apenas uma pequena fração de espécies, ou seja, as quais consigam superar todos os fatores limitantes (Holl, 1998).

Quanto à síndrome de dispersão, observa-se no presente estudo o predomínio de espécies com dispersão anemocórica em todas as áreas avaliadas (Figura 5D e Tabela 4, apêndice A), devido à maior densidade e riqueza de espécies herbáceas, principalmente das famílias Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae. Este tipo de dispersão é comum em espécies colonizadoras de áreas pós-distúrbio, pois é característico de espécies que possuem sementes pequenas; já as sementes de espécies zoocóricas, que possuem sementes maiores, têm permanência viável mais restrita em solos de áreas alteradas (Guimarães et al., 2014). Em outros estudos realizados em Floresta Estacional Semidecidual também foi constatado o

predomínio da síndrome de dispersão anemocórica (Guimarães et al., 2014; Miranda Neto et al., 2017; Silva et al., 2019; Balestrin et al., 2019) com destaque para as famílias Asteraceae e Poaceae.

A forma de vida trepadeira representou uma densidade muito baixa nos bancos de sementes dos ambientes de distúrbio, sendo mais restritas à FN (Figura 5B e Tabela 4, apêndice A), contrariando estudos em outros tipos de florestas (Dupuy e Chazdon, 1998; Benítez-Malvido e Martínez-Ramos, 2003; Sousa et al., 2017). No entanto, o estudo de Garbin et al. (2014), corrobora com este resultado, justificando que a presença desta forma de vida está associada ao estabelecimento de árvores, pois elas atuam como facilitadoras dando suporte e sustentação para o crescimento das trepadeiras. Além disso, se considerarmos que a presença destas espécies em bancos de sementes do solo pode ser um importante inibidor da regeneração natural, devido seu rápido crescimento e capacidade de competição, a pouca presença destas identificadas nos bancos de sementes PMR e RNR pode significar que elas não desempenham um papel significativo na inibição dos processos de regeneração natural nestas áreas pós-distúrbios.

4.2 Diferenças nos padrões de diversidade e abundância

O domínio de espécies herbáceas reflete na maior riqueza e diversidade nos bancos de sementes, sendo FN o ambiente com os maiores valores destes parâmetros (Figura 6B), diferindo dos demais, em estágio inicial de sucessão. No entanto, é importante considerar que os bancos de sementes sobre rejeito estão em processo de construção, pois o período pós-distúrbio ainda é muito curto (menos de 3 anos no momento da amostragem), comparado com outros estudos na região (Martins et al., 2008; Miranda Neto et al., 2014; Miranda Neto et al., 2017; Silva et al., 2019; Balestrin et al., 2019). Dessa forma, a predominância de espécies herbáceas nativas nos bancos de sementes é um indicativo da resiliência desses ambientes, e a proximidade com a matriz de paisagem florestal de alta diversidade é a garantia do avanço do processo sucessional.

A abundância já responde de forma diferente, pois é similar entre todos os bancos de sementes (Figura 6A). Essa característica de similaridade corrobora com outros estudos (Soares e Almeida, 2011; Silva et al., 2012; Chen et al., 2013; Machado et al., 2017; Weerasingle et al., 2019) que afirmam que em bancos de sementes do solo as espécies pioneiras, protagonistas do estágio inicial de sucessão, tendem a se desenvolver de forma mais rápida, independentemente do local que as amostras tenham sido coletadas.

Com relação à similaridade de espécies, verifica-se o compartilhamento de pouco mais de 25% do total de espécies (Figura 7), sendo consideradas similares de acordo com o critério de Müller-Dombois e Ellemberg (1974). Tal similaridade está relacionada, provavelmente, com a proximidade geográfica, que facilita a dispersão de sementes entre os ambientes, aumentando o número de espécies compartilhadas. Por estar dentro de um fragmento de floresta em estágio médio de sucessão, o banco de sementes de FN recebe influência direta da vegetação local, recebendo diásporos via chuva de sementes do interior do fragmento, sobretudo de espécies arbóreas e trepadeiras, as quais contribuíram para o elevado número de espécies exclusivas.

5 CONCLUSÕES

Este estudo refletiu o potencial de resiliência das áreas avaliadas atingidas pelo rejeito, sendo a matriz florestal da paisagem, com proximidade de fragmento com alta diversidade de espécies, um fator determinante para a densidade e riqueza do banco de sementes sobre rejeito.

A maior densidade de plântulas encontrada nos bancos de sementes sobre rejeito, principalmente espécies herbáceas nativas, e a presença de espécies arbustivo-arbóreas indicam um alto potencial de regeneração natural, sobretudo no ambiente RNR, mais próximo à floresta nativa.

Assim, este estudo pode ser utilizado como um instrumento para embasar a tomada de decisão sobre em que circunstâncias, a restauração passiva pode ser uma estratégia de restauração para áreas impactadas pela deposição de rejeitos, ou de forma mais ampla, para outras áreas da bacia do Rio Doce.

Diante disso, pode-se afirmar que o banco de sementes é um bom indicador para avaliação da resiliência e da restauração florestal em áreas similares na Área Ambiental 1 e em outras áreas em restauração na bacia do Rio Doce.

6 REFERÊNCIAS

Alvarez-Aquino C, Williams-Linera G, Newton AC. Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica*. 2005; 37 (3): 337–342. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00044.x>.

Anderson MJ. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 2001; 26: 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>

Anderson MJ. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*. 2006; 62: 245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1-20.

Araújo MM, Longhi SJ, Barros PLC, Brena DA. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. *Scientia Forestalis*. 2004; 66:128-141.

Araújo MM, Oliveira FA, Vieira ICG, Barros PLC, Lima CAT. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. *Scientia Forestalis*. 2001; 59:115-130.

Baider C, Tabarelli M, Mantovani W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. 2001; 61(1): 35-44.

Balestrin D, Martins SV, Fonseca, W, Cosimo LHE. Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. *Revista Árvore* [online]. 2019; 43(4) [cited 2019-12-09], e430403. Available from: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622019000400203&lng=en&nrm=iso>.

Baltazar OF, Raposo FO. Folha SF.23-X-B-I. - Mariana. Rio de Janeiro, DNPM/SNMM. 1993;190p. (Texto Explicativo)

Batista Neto JP, Reis MGF, Reis GG, Silva AF, Cacau FV. Banco de sementes do solo de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais. *Ciência Florestal*. 2007; 17:311-320 doi: 10.5902/198050981963

Bazzaz FA, Pickett STA. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review on Ecology and Systematics*. 1980; 11: 287-310.

Benítez-Malvido J, Martínez-Ramos M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology*. 2003; 17 (2), 389–400. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01120.x>

Brower JE, Zar JH. Field and laboratory methods for general ecology. 2.ed. Dubuque: W. C. Brown Company, 1984.

Brown D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany*, 1992; 70(8): 1603-1612. <http://dx.doi.org/10.1139/b92-202>.

Budowski G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, 1965; 15:40-42

Butler BJ, Chazdon RL. Species richness, spatial variation, and abundance of the soil seed bank of a secondary tropical rain forest. *Biotropica*. 1998; 30:214–222.

Caldato SL, Floss PA, Croce DM, Longhi SJ. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética Floresta de Caçador, SC. *Ciência Florestal*. 1996; 6(1): 27-38.

Calegari L, Martins SV, Campos LC, Silva E, Gleriani JM. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. *Revista Árvore*. 2013; 37(5): 871-880. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000500009>.

Camargo JLC, Kapos V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*. 1995; 11 (02): 205–221. <http://dx.doi.org/10.1017/S026646740000866X>.

Chazdon RL. Chance and determinism in tropical forest succession. In: Carson WP, Schnitzer SA (Eds.). *Tropical Forest Community Ecology*. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2008. p. 385–408.

Chazdon RL. *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, 2014. ISBN-13:978-0-226-11810-9.

Chen H, Cao M, Tang Y. Soil seed banks in plantations and tropical seasonal rainforests of Xishuangbanna, south-west China. *Journal of Tropical Forest Science*. 2013; 25:375–386.

Correia GG de S, Martins SV. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada, Reserva Natural Vale, ES. *Revista Floresta e Ambiente*. 2015; 22 (1): 79–87. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.096714>.

Costalonga SR, Reis GG, Reis MGF, Silva AF, Borges EEL, Guimarães FP. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. *Floresta*. 2006; 36(2): 239-250.

Crawley MJ., *The R Book*, second ed. Wiley, London. 2013.

Cubiña A, Aide TM. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*. 2001; 33(2): 260-267. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00177.x>.

Dalling JW, Denslow JS. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. *J. Veg. Sci*. 1998; 9 (5), 669–678.

Dalling JW. Ecología de semillas. In: Dalling, J.W., Guariguata, M. (Eds.), *Ecología y Conservación de bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica, 2002, p. 345–375.

Douh C, Daïnou K, Loumeto JJ, Fayolle JA, Tosso F, Forni E, Gourlet-Fleury F. Soil seed bank characteristics in two central African forest types and implications for forest restoration. *Forest Ecology and Management*. 2018; 409:766-776. DOI:10.1016/j.foreco.2017.12.012.

Dupuy JM, Chazdon RL. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica. *Biotropica*. 1998; 30:223–237.

Fenner M, Thompson K. The ecology of seeds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 2005.

Figueiredo PHA, Miranda CC, Araujo FM, Valcarcel L. Germinação ex-situ do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. *Scientia Forestalis*. 2014; 42(101): 69-80.

Food and Agriculture Organization of the United Nations: - FAO/ RECOFTC. Forest Landscape Restoration for Asia-Pacific Forests: 2016.

Franco BKS, Martins SV, Faria PCL, Ribeiro GA. 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*. 2012; 36(3): 423-432. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000300004>

Gandolfi S, Leitão Filho HF, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*. 1995; 55:753-767

Garbin ML, Sánchez-Tapia A, Carrijo TT, Sansevero JBB, Scarano FR. Functional traits behind the association between climbers and subordinate woody species. *Journal of Vegetation Science*. 2014; 25: 715–72.

Guimarães JCC, Chagas JM, Campos CCF, Alecrim EF, Machado ES. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. *Enciclopédia Biosfera*. 2012; 8(15): 321-333.

Holl KD, Aide TM. When and where to actively restore ecosystems. *Forest Ecology and Management*. 2011; 261: 1558–1563

Holl KD. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*, 1998; 6: 253-261.

Holl KD. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 2002; 90:179–187.

Holl KD. Research Directions in Tropical Forest Restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 2017; 102: 237–250.

Hooper E, Condit R, Legendre P. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*. 2002; 12:1626–1641.

Howe HF, Smallwood J. Ecology of seed dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1982; 13: 201-228.

Jacobs DF, Oliet JA, Aronson J, Bolte A, Bullock JM, Donoso PJ, Landhäusser SM, Madsen P, Peng S, Rey-Benayas JM, Weber JC. Restoring forests: What constitutes success in the twenty-first century? *New Forests*. 2015;46: 601-614.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Laudo técnico preliminar impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. 2015. [acessado: 20 abr.2018] Disponível: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf

Lindner AA. rapid assessment approach on soil seed banks of Atlantic forest sites with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Engineering*, 2009; 35: 829-835. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.006>.

Lopes KP, Souza VC, Andrade LA, Dornelas GV, Bruno RLA. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*. 2006; 20(1): 105-113. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000100010>.

Lu ZJ, Li LF, Jiang MX, Huang HD, Bao DC. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region? *Plant Ecology*. 2010; 209:153–165. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9732-y>

Machado FS, França ACM de, Santos RM, Borém RAT, Guilherme LRG. Influence of the Edge Effect on a Soil Seed Bank of a Natural Fragment in the Atlantic Forest. *Iheringia, Série Botânica*. 2017; 72: 247–253.

Magnago LFS, Martins SV, Venkke TS, Ivanauskas NM. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: Martins SV. (Ed): *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*, Viçosa, MG: Ed. UFV; 2012. p.69-100.

Magnago LFS, Martins SV, Venzke TS, Ivanauskas NM. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: Martins SV (ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2nd edition, Editora UFV, Viçosa, BR; 2015. p. 70-101.

Mall U, Singh GS. Soil seed bank dynamics: history and ecological significance in sustainability of different ecosystems. In: Fulekar MH, Pathak B, Kale RK (eds) *Environment and sustainable development*. Springer, New Delhi, India; 2014, p.31-46.

Martins SV, Villa, PM, Balestrin, D, Nabeta, FH, Silva, LF. Monitoring the passive and active ecological restoration of areas impacted by the Fundão tailings dam disruption in Mariana, Minas Gerais, Brazil. In: De Vlieger, K. *Recent advances in ecological restoration*. New York: Nova Science Publishers. 2020. In press.

Martins MA, Engel, VL. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering*. 2007; 31: 165-174. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.05.008>.

Martins SV. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. In: Martins SV. (Ed.). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados*. 2a. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 293–330.

Martins SV, Almeida DP, Fernandes LV, Ribeiro TM. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*. 2008; 32 (6): 1081-1088. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000600013>.

Martins SV, Borges EEL, Silva KA. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. In: Martins SV, editor. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV; 2015.

Martins SV. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV, 2012.

Martins SV. *Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração*. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2013, 207p. 2ª. Edição.

Martins SV. *Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração*. 4. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2016. p.270.

Martins SV. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: Fournier MV, editor. *Forest regeneration: ecology, management and economics*. New York: Nova Science Publishers; 2009.

Maza-Villalobos S, Lemus-Herrera C, Martínez-Ramos M. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*. 2011; 27 (01), 35–49. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467410000611>.

McCune B, Mefford MJ. PC-ORD version 6.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach; 2006 40p.

Melo ACG, Daronco C, Scorzoni DR, Duringan G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio homogêneo de mata ciliar. *Scientia Forestalis*. 2015; 43(106): 333-344.

Melo ACG, Durigan G, Gorenstein MR. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2007; 21 (4): 927–934.

Menz MHM, Dixon KW, Hobbs RJ. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. *Science*. 2013; 339: 526–527.

Miranda Neto A, Kunz SH, Martins SV, Silva KA, Silva DA. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 2010; 34(6): 1035-1043.

Miranda Neto A, Martins SV, Silva K de A, Lopes AT, Demolinari RA. Banco de Sementes em Mina de Bauxita Restaurada no Sudeste do Brasil. *Floresta e Ambiente, Seropédica*. 2017; 24 e00125414. [cited 2019 dec 04) Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S217980872017000100111&lng=en&nrm=iso>.

Miranda Neto A, Martins SV, Silva KA, Gleriani JM. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada na floresta restaurada. *Revista Árvore*. 2014; 38 (4): 609-620. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000400004>.

Moita Neto JM, Moita GC. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. *Química Nova*. 1998; 21:467-469. Doi: 10.1590/S0100-40421998000400016

Moressi M, Padovan MP, Pereira ZV. Banco de sementes como indicador de restauração em Sistemas Agroflorestais multiestratificados no sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Árvore*. 2014; 38 (6): 1073–1083.

Muller-Dombois D, Ellemberg H. Aims and methods of vegetation ecology. Nova York: John Wiley & Sons, 1974

Muller-Landau HC. Colonization-related trade-offs in tropical forests and their on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of succession. In: Carson WP, Schnitzer SA (Eds.). *Tropical Forest Community Ecology*. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd; 2008. p. 363–383.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R., Legendre P, McGlinn D. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7, 2018.

Peterson CJ, Carson WP. Processes constraining woody species succession regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*. 2004; 190 (2): 323–333.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. (15 February 2018, date last accessed), 2018.

REFLORA. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 20 jun. 2019.

Rodrigues BD, Martins SV, Leite HG. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. *Revista Árvore* 2010; 34(1): 65-73.

Rossiter DG. Classification of Urban and Industrial Soils in The World Reference Base for Soil Resources. In: *Journal of Soil and Sediments*, 2007; 7 (2): 96 -100.

Roovers P, Bossuyt B, Igodt B, Hermy M. May seed banks contribute to vegetation restoration on paths in temperate deciduous forest? *Plant Ecology*. 2006; 187: 25–38.

Sánchez LE, Alger K, Alonso L, Barbosa FAR., Brito MCW, Laureano FV, May P, Roeser H, Kakabadse Y. Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão: o caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. Relatório Temático nº 1 do Painel do Rio Doce. Gland, Suíça: UICN, 2018.

Scoti MSV, Araujo MM, Wendler CF, Longhi SJ. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. *Ciência Florestal*. 2011; 21:459-472 doi: 10.5902/198050983803

Scipioni MC, Lunardi Neto A, Siminski A, Santos dos V. Forest edge effects on the phytosociological composition of an araucaria forest fragment in southern Brazil. *Floresta*, [S.l]. 2018; 48(4):483-492.

Shepherd GJ. Fitopac 2.1. Campinas: UNICAMP, 2010.

Silva Júnior WM, Martins SV, Silva AF, Marcos Júnior P. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Scientia Forestalis*. 2004; (66): 169-179.

Silva K de A, Martins SV, Miranda Neto A, Lopes AT. Soil Seed Banks in a Forest Under Restoration and in a Reference Ecosystem in Southeastern Brazil. *Floresta Ambiente*. [online]. 2019; 26 (4) [cited 2019-12-09], e20190047. Available from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S217980872019000400155&lng=en&nrm=iso.

Silva-Weber AJC, Nogueira AC, Carpanezzi AA, Galvão F, Weber SH. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 2012; 32(70): 193-207.

Soares, RZL, Almeida VP. Banco de sementes da Floresta Estacional às margens do Reservatório de Itupararanga, Votorantim- SP. *Revista Eletrônica de Biologia*. 2011; 4(2): 53-72.

Sousa TR, Costa FRC, Bentos TV, Leal Filho N, Mesquita RCG, Ribeiro IO. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*. 2017; 393: 105-112, 10.1016/j.foreco.2017.03.020

Souza LA de, Sobreira FG, Prado Filho JF do. Cartografia e diagnóstico geoambiental aplicados ao ordenamento territorial do município de Mariana – MG. *Revista Brasileira de Cartografia*. 2005, 57: 189-203.

Strahler AN. The Koppen climate classification system. In: (Ed.). *Physical geography*. 2nd ed. New York: John Willey. 1963; p.185-188.

Suding K, Higgs E, Palmer M, Callicott B, Anderson CB, Baker M, Gutrich JJ, Hondula, KL, LaFevor MC, Larson BMH, Randall A, Schwartz KZS Committing to ecological restoration. *Science*; 2015; 348, 638–640. DOI: 10.1126/science.aaa4216.

The Plant List. <http://www.theplantlist.org/> (Accessado: 20 Agosto May 2018)

Török P, Kelemen A, Valkó O, Miglécz T, Tóth K., Tóth E, Tóthmérész, B. Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands. *Restoration Ecology*. 2018; 26: 134-140. <https://doi.org/10.1111/rec.12611>

Tscharntke T, Tylianakis JM, Rand TA, Didham RK, Fahrig L, Batary P et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*. 2012; 87: 661-685. [10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x)

Van Der Pijl L. Principles of dispersal in higher plants. 3a. ed. Berlin e New York: Springer-Verlag, 1982.

Vázquez-Yanes C, Orozco-Segovia A. Signals for seeds to sense and respond to gaps. In: Caldwell M, Pearcy R, editores. *Ecophysiological processes above and below ground*. New York: Academic Press; 1994.

Veloso H. (Org.), Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1992. 93 p

Vespa NI, Zurita G, Bellocq MI. Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic Forest, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 2014; 328: 310-318

Vieira ICG, Uhl C, Nepstad D. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetatio*. 1994; 115:91-99.

Villa PM, Martins SV, Rodrigues AC, Vierira N, Bonilla MA, Ali A. Testing species abundance distribution models in tropical forest successions: implications for fine-scale passive restoration. *Ecological Engineering*. 2019; 135: 687-694. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.05.015>

Waldhardt R, Fuhr-Bossdorf K, Otte A. The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable-land vegetation in a marginal cultivated landscape. *Web Ecology*. 2001; 2: 83-87.

Weerasinghe M, Ashton MS, Hooper ER, Singhakumara BMP. Floristics of soil seed banks on agricultural and disturbed land cleared of tropical forests. *Restoration Ecology*. 2019; 27(1): p. 138-147.

Yarranton GA, Morrison RG. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *The Journal of Ecology*. 1974; 75:417-428.

Capítulo 2 - Serapilheira acumulada como indicador da restauração florestal de um ambiente em regeneração natural sobre rejeito da barragem de Fundão em Mariana, MG

RESUMO: O presente estudo teve como objetivo avaliar a serapilheira acumulada e os atributos químicos do solo em dois ambientes: uma área em processo de regeneração natural (RNR) desde a deposição do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão – Mariana, MG, e uma área de floresta estacional semidecidual em estágio médio de sucessão (FN), não atingida pelo rejeito. Foram alocadas 30 parcelas fixas de $2 \times 2\text{m}$, distantes 5m umas das outras, em cada uma das áreas. Para a amostragem da serapilheira foi lançado um gabarito de $0,25\text{m}^2$ ($0,5 \times 0,5\text{m}$) no centro de cada parcela e coletado o material orgânico não decomposto. As amostras foram secas em estufa a 70°C por 72h e tiveram mensurado o peso seco. Para a análise dos atributos químicos do solo, foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0-10 cm e analisados: pH (H_2O), P, K, Na, Ca, Mg, Al, H+Al, SB, t, T, V, m, MO e P-rem, em cada ambiente. Por meio do teste t amostras independentes, foram comparadas as médias, obtendo-se diferença significativa ($p < 0,005$) para os valores médios de serapilheira acumulada e a maioria dos atributos químicos do solo. O elevado aporte de serapilheira acumulada na área impactada reflete o avanço da regeneração florestal sobre o rejeito. Portanto, a serapilheira acumulada demonstrou a resiliência da área com depósito de rejeito, sendo um bom indicador para avaliação da restauração passiva e ativa em áreas similares na Área Ambiental 1 e em outras áreas em restauração na bacia do Rio Doce.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos. Ciclagem de nutrientes. Monitoramento. Tecnosolo

1 INTRODUÇÃO

O solo é a base para o desenvolvimento das plantas, fornecendo suporte químico, físico e biológico para o seu crescimento. Atua como um compartimento de onde são retirados os nutrientes necessários à sobrevivência das comunidades vegetais, bem como tem papel fundamental para a regulação da distribuição, armazenamento, escoamento e infiltração da água da chuva e de irrigação, exercendo ação filtrante e protetora (Larson e Pierce, 1994).

A manutenção da fertilidade do solo em ecossistemas florestais é altamente dependente da ciclagem biogeoquímica (Switzer e Nelson, 1972), que promove o retorno dos nutrientes ao solo (Weltzin et al., 2005; Padey et al., 2007; Giácomo et al., 2012). Esse retorno se dá por lixiviação das copas (precipitação interna), renovação e exsudação das raízes

e, principalmente pela deposição de serapilheira no piso florestal (Godinho et al., 2013, Martins, 2016).

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana, Minas Gerais, que ocorreu 5 de novembro de 2015, atingiu principalmente as matas ciliares remanescentes e o solo (IBAMA, 2015). Com o passar dos primeiros anos após a deposição do rejeito formou-se um “Tecnossolo”, constituído por um rejeito complexo (areia, silte, argila e restos orgânicos), com natureza mineralógica única, decorrente de resíduos de mineração e seu tratamento (Rossiter, 2007; Schaefer et al., 2017).

Neste cenário, torna-se fundamental ações para avaliar a resiliência desses ambientes atingidos pelo rejeito, a fim de indicar as técnicas de restauração florestal a serem utilizadas para a recomposição das áreas degradadas e monitoramento dos projetos de restauração em andamento. Afinal, restaurar um ecossistema é promover e ampliar possibilidades para o restabelecimento dos processos ecológicos e a sucessão natural, por meio da criação de comunidades de plantas sustentáveis e representativas da composição e da diversidade das formações florestais onde a área degradada está inserida (Martins 2016, 2018).

Diante disso, um dos processos ecológicos que merecem destaque em áreas alteradas em processo de restauração é a produção e acúmulo de serapilheira no piso florestal (Weltzin et al., 2005; Pandey et al., 2007). A avaliação do estoque de serapilheira fornece subsídios para a análise do estágio de conservação e regeneração que a área se encontra (Moreira e Silva, 2004), além de ser de rápida e precisa determinação, sendo considerado um dos bioindicadores mais importantes para avaliar a resiliência de ambientes em restauração (Sperandio et al., 2012; Miranda Neto et al., 2014; Correia et al., 2016; Martins, 2016)

Para a análise da serapilheira é importante considerar que existem vários fatores, tanto bióticos quanto abióticos, que podem afetar sua produção e decomposição, como: tipo de vegetação, composição e distribuição de espécies, estágio sucessional, densidade de indivíduos, altitude, latitude, deciduidade da vegetação, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, disponibilidade hídrica, composição química dos resíduos e características do solo (Lowman, 1988, Pinto et. al, 2008, Miranda Neto et. al, 2014, Correia et. al, 2016, Silva et al, 2018, Gonçalves et al., 2019) Assim, que, dependendo das características de cada ecossistema, determinado fator pode prevalecer sobre os demais (Figueiredo Filho et al., 2003).

Neste sentido e considerando a magnitude do acidente ocorrido em Mariana, é importante que além da avaliação de bioindicadores, sejam analisadas também as características químicas do solo para qualificar a condição do Tecnossolo e desenvolver

estratégias para a recuperação da biodiversidade. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a serapilheira acumulada e analisar os atributos químicos do solo em dois ambientes diferenciados em função da deposição ou não do rejeito da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana, Minas Gerais, Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em dois ambientes contíguos: 1) uma área com regeneração natural sobre rejeito (RNR) e 2) uma floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN). Ambas as áreas estão localizadas no município de Mariana (20° 22' 40" S e 43° 24' 58" O), MG, dentro dos limites da Área I (Trecho 13) de atuação da Fundação Renova (Figura 1). O ecossistema de referência (FN) é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (senso Veloso et al., 1992) secundária em estágio médio de sucessão.

A altitude média do município de Mariana é de 712 m, com o ponto mais alto o Pico do Itacolomi, com 1772 m (Souza et al., 2005). De acordo com a classificação climática de Koppen, são descritos dois tipos climáticos distintos para Mariana: Cwa, nas áreas de menor cota e Cwb nas mais elevadas (Strahler, 1963). Os meses de dezembro, janeiro e fevereiro são os que registram as maiores precipitações, sendo o índice médio pluviométrico anual de 1.800 mm (Baltazar e Raposo, 1993).

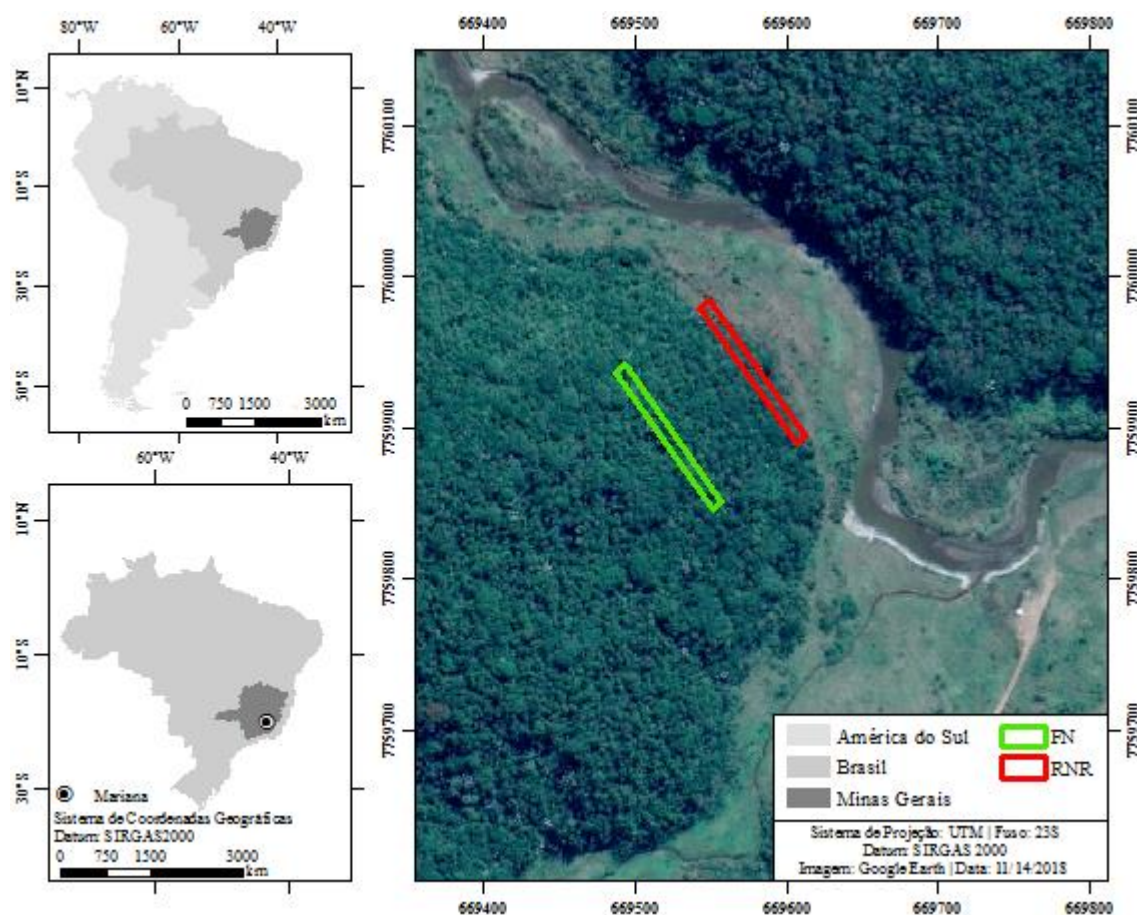


Figura 1. Localização dos ambientes de estudo em Mariana, Minas Gerais, Brasil. FN - floresta nativa de referência. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito.

2.2 Seleção das áreas de amostragem

A área RNR, foi coberta pelo rejeito da barragem de Fundão em 5 de novembro de 2015, sendo que o rejeito depositado possui heterogeneidade de profundidade de acordo com o trecho e condições específicas do relevo, variando aproximadamente neste local de 50-70 cm. Atualmente apresenta cobertura total ou parcial de vegetação arbustivo-arbórea nativa regenerante e encontra-se adjacente ao ecossistema de referência.

A área FN constitui um trecho remanescente de Floresta Estacional Semidecidual secundário preservado, inserido no bioma Mata Atlântica, adjacente à RNR, que não foi atingida pelo rejeito oriundo do rompimento da barragem e serviu como ecossistema de referência.

2.3 Amostragem da serapilheira acumulada

Em cada ambiente foram alocadas de forma sistemática 30 parcelas permanentes 2×2 m, distanciadas 5 m uma das outras, formando 2 linhas de 100 m com 15 parcelas em cada linha, sendo plotadas de forma a considerar a orientação topográfica do terreno (Figura 2).

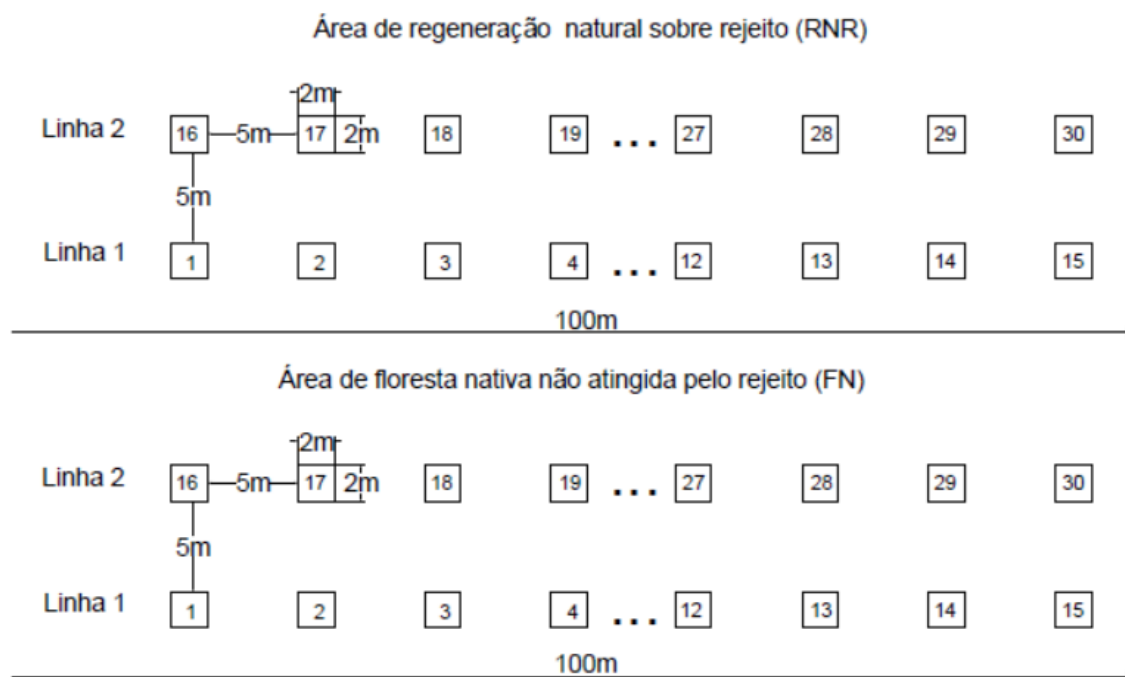


Figura 2. Distribuição das parcelas na com depósito de rejeito e no ecossistema de referência em Mariana, Minas Gerais, Brasil.

2.4 Análise da serapilheira

A quantificação da serapilheira acumulada foi realizada nos meses de junho e julho de 2018, aproximadamente 3 anos após o rompimento da barragem.

No centro de cada parcela, foi lançado um gabarito de pvc de 50×50 cm ($0,25 \text{ m}^2$) e coletado todo o material orgânico não decomposto (folhas, ramos, frutos e flores) contido em seu interior. Em seguida, este material foi embalado em sacos plásticos, devidamente identificados, e transportado para o Laboratório de Restauração Florestal (LARF) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), onde foi transferido para sacos de papel, com a identificação de cada parcela pertencente a cada área em estudo, e seco em estufa a 70°C durante 72 horas. Após a secagem, foram mensuradas as massas secas, em gramas, em balança analítica de precisão. A quantidade de serapilheira acumulada encontrada no gabarito ($\text{g}/0,25 \text{ m}^2$) foi estimada para kg. ha^{-1} .

2.5 Análises de solo

Para analisar os atributos químicos do Tecnosolo, foram coletadas amostras de rejeito na profundidade de 0-10 cm nos dois ambientes, em abril de 2018.

Em cada parcela de 2 x 2 m foram coletadas de forma sistemática cinco amostras simples de solo. A sistematização foi definida por meio da coleta nos quatro cantos e no centro da área útil de cada parcela. Com o auxílio de um trado manual, as amostras simples foram retiradas e depositadas em um balde para serem homogeneizadas, tornando-se uma amostra composta por parcela. Posteriormente, as amostras compostas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados por linha e parcela de cada ambiente.

O material amostrado foi levado para o Laboratório de Análises de Solo da UFV, onde foram analisados os seguintes atributos químicos do solo: pH (H₂O), P, K, Na, Ca, Mg, Al, H+Al, SB, t, T, V, m, MO, P-rem, segundo a metodologia descrita por EMBRAPA (2017) e interpretados de acordo com a metodologia proposta por Alvarez et al. (1999).

2.6 Análise de dados

As análises estatísticas foram realizadas no programa R (R versão 3.5.6). As médias de serapilheira acumulada e dos atributos químicos do solo obtidas nos dois ambientes foram comparadas através do teste t de Student ($p < 0,05$) para amostras independentes.

3 RESULTADOS

3.1 Serapilheira acumulada

O valor médio de serapilheira acumulada no piso florestal com depósito de rejeito (RNR) foi de 20.248,84 Kg. ha⁻¹, enquanto no ecossistema de referência (FN) foi de 10.791,24 Kg. ha⁻¹, evidenciando diferença significativa entre os ambientes estudados ($p < 0,05$) (Figura 3).

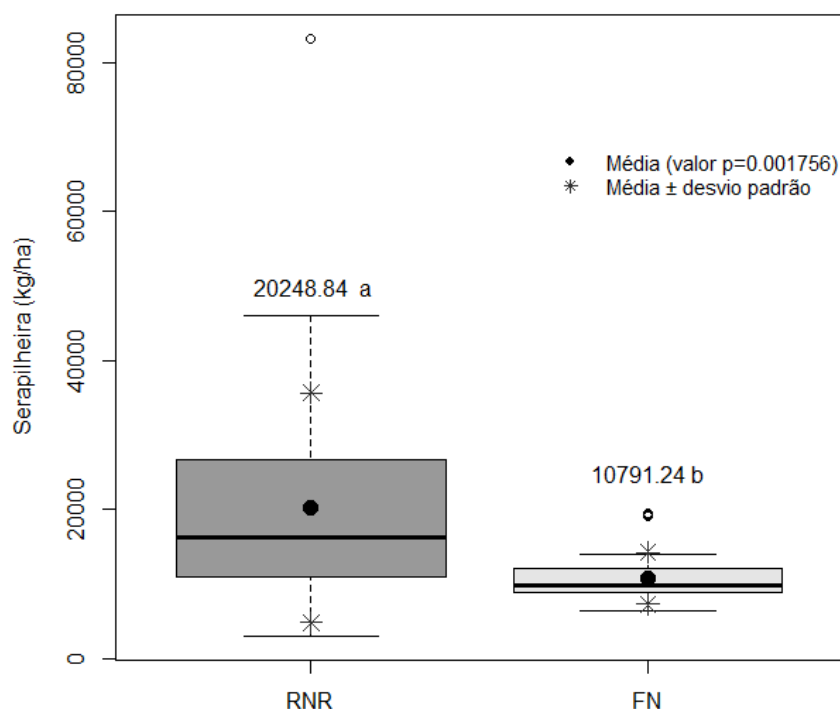


Figura 3. Box Plot das estimativas de serapilheira acumulada no ambiente com depósito de rejeito-RNR e na floresta nativa -FN.

3.2 Atributos químicos do solo

Ao comparar as médias dos parâmetros do solo verificou-se que apenas P e Mg, não diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) (Tabela 1).

Em RNR, os valores de pH (Tabela 1) variaram entre 5,35 (acidez média) e 6,42 (acidez fraca) e os teores de alumínio trocável foram $0,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, indicando que o solo não é considerado ácido e não apresenta toxidez de alumínio. Isto pode ser confirmado ao analisar os baixos valores da acidez potencial (entre 0,5 a $1,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), de forma geral, da Soma de bases (SB) ($0,51$ - $1,99 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e por consequência da CTC efetiva (t) ($0,51$ a $1,99 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Quanto à saturação por base (V%), em geral, os valores foram considerados altos. Já os teores de matéria orgânica (MO) foram classificados como baixo e muito baixo ($0,13$ - $1,39 \text{ dag/Kg}$).

Para a área FN, observou-se uma acidez elevada (3,98 e 4,02) com base nos valores de pH, corroborando com os altos teores de alumínio trocável (Al^{3+}) ($2,01 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$) e por consequência, constatou-se alta saturação por alumínio (m%) (80,7% e 83,4%). Além disso,

esse comportamento pode ser evidenciado pelos baixos valores das Somas de Bases (SB) (0,40 e 0,48 cmolc dm⁻³) e o alto valor da acidez potencial (8,8 e 9,6 cmolc dm⁻³). A saturação por base (V%) foi considerada baixa (V% ≤ 4,8). Já os teores de matéria orgânica (MO) foram considerados altos (6,02 e 7,29 dag/Kg).

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão dos atributos químicos do solo nos ambientes com influência do rejeito (RNR) e ecossistema de referência (FN).

Parâmetro		FN		RNR		t (p < 0,05)
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	
pH	H ₂ O	4,00	0,0283	5,91	0,237	*
P		3,85	2,3335	4,54	1,592	Ns
K	mg/dm ³	61,00	4,2426	24,20	13,007	*
Ca ²⁺		0,18	0,0141	0,77	0,2321	*
Mg ²⁺		0,11	0,0354	0,13	0,0958	Ns
Al ³⁺		2,01	0,0000	0,00	0,0000	N
H + Al	cmol _c /dm ³	9,20	0,5657	0,99	0,3309	*
SB		0,44	0,0566	0,97	0,3342	*
T		2,45	0,0566	0,97	0,3342	*
T		9,64	0,6223	1,96	0,5883	*
V		4,55	0,3536	49,84	7,7536	*
M	%	82,05	1,9092	0,00	0,0000	*
MO	dag/Kg	6,66	0,8980	0,64	0,3177	*
P-Rem	Mg/L	22,65	1,6263	43,12	2,7051	*

MO: matéria orgânica; SB: soma de bases; t: CTC efetiva; T: CTC potencial; V: saturação por bases; e m: saturação por Al. * Apresentou diferença significativa, ns: Não apresentou diferença significativa pelo teste t (p < 0,05); N: Nulo

4 DISCUSSÃO

O ambiente RNR apresentou diferenças significativas para o acúmulo de serapilheira e diversos atributos químicos do solo em comparação a FN (Figura 3 e Tabela 1). Embora RNR esteja no início do processo sucessional, com apenas três anos de regeneração no momento do levantamento, o elevado aporte de serapilheira acumulada demonstra que esse ambiente está recuperando suas funções ecossistêmicas, sendo determinante para esse resultado a presença de uma matriz florestal na paisagem, fator que contribui para o aumento da dispersão de propágulos (Martins, 2012).

Além disso, nas florestas jovens e em áreas recém-perturbadas há a tendência de maior produção de serapilheira (Martins e Rodrigues, 1999; Silva et al., 2018), resultante da predominância de espécies pioneiras (como *Cecropia glaziovii* e *Cecropia hololeuca*,

presentes de forma abundante em RNR) que, por terem rápido crescimento e ciclo de vida curto, investem muito na produção de biomassa em curto espaço de tempo, sendo precoces nas fenofases reprodutivas com grandes produções de flores e frutos, bem como na produção de folhas (Leitão Filho et al., 1993; Martins e Rodrigues, 1999; Oliveira e Neto, 1999; Woiciechowsky e Marques, 2017).

Outro fator determinante é a alta densidade de espécies herbáceas em RNR, fato comum em áreas pós-distúrbios (Martins e Engel, 2007, Maza-Villalobos et al., 2011, Sousa et al, 2017), devido a maior quantidade de sementes viáveis dessas espécies ruderais no banco de sementes do solo (Martins et al., 2009; Calegari et al., 2013), atuando no início do processo sucessional (Araujo et al., 2004). Estas espécies quando sombreadas, ou no final do seu ciclo fenológico passam a compor a serapilheira do solo, iniciando seu processo de decomposição e colaborando com a ciclagem de nutrientes.

Por fim, é importante ressaltar que a área em processo de restauração neste estudo foi a apenas de 3 anos após o acidente com o rejeito, período muito inferior a outros estudos semelhantes realizados na região em diferentes estágios sucessionais: 45 anos (Pinto et al. 2008), 40 anos (Miranda Neto et al., 2014) e 5 anos (Silva et al., 2018) que estimaram, respectivamente, 4.640, 3.432 e 6.310 kg.ha⁻¹ de serapilheira acumulada para a floresta restaurada. Dessa forma, percebe-se que RNR está em processo sucessional mais inicial comparado aos estudos supracitados, sendo que muitos dos processos ecológicos ainda estão em construção, devido a magnitude do impacto. Assim, os altos valores de serapilheira acumulada neste ambiente é um indicador do potencial de resiliência existente.

Neste sentido, à medida que avança o processo sucessional, a taxa de decomposição da serapilheira tende a aumentar (Ewel, 1976; Woiciechowsky e Marques, 2017), retornando mais nutrientes para o solo (Toledo et al., 2002; Caldeira et.al., 2013, Sloboda et al., 2017). Afinal, Prado et al. (2019) ao estudarem áreas impactadas pelo rejeito em Mariana, comprovaram, em um intervalo de avaliação de apenas seis meses, a existência de uma relação positiva entre o avanço do processo sucessional e o aumento das comunidades microbianas.

No longo prazo, espera-se que a deposição da serapilheira se estabilize, por causa do avanço da sucessão secundária (Bray e Gorham, 1964) podendo assim, alcançar valores dentro do limite descrito por O' Connell e Sankaran (1977) para florestas tropicais da América do Sul que variam entre 3.100 e 16.500 kg.ha⁻¹, assemelhando-se também com o valor obtido para o ecossistema de referência deste estudo. Mas cabe destacar que para este início do

processo de sucessão, a elevada deposição de serapilheira e seu acúmulo tem sido fundamentais para a melhoria da fertilidade, estrutura e matéria orgânica do rejeito.

5 CONCLUSÃO

O elevado aporte de serapilheira acumulada na área impactada demonstra o avanço da regeneração florestal sobre o rejeito, com maior contribuição de espécies pioneiras arbóreas (*Cecropia hololeuca*, *C. glaziovii*, entre outras) e arbustos e ervas ruderais. Com o avanço do processo sucessional, a incorporação de matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes se tornarão cada vez mais eficientes, contribuindo para formação de um Tecnossolo mais estruturado e fértil.

Portanto, a serapilheira acumulada, que neste estudo refletiu a resiliência da área com depósito de rejeito, pode ser considerada um bom indicador para avaliação da restauração florestal em áreas similares na Área Ambiental 1 e em outras áreas em restauração na bacia do Rio Doce.

6 REFERÊNCIAS

- Alvarez VVH, Novais RF de, Barros NF de, Cantarutti RB, Lopes AS. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: Ribeiro AC, Guimarães PTG, Alvarez VVH. (Ed.). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p.25-32.
- Araujo MM, Longhi SJ, Barros PLC, Brena DA. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. *Scientia Forestalis*. 2004; 66:128-141
- Baltazar OF, Raposo FO. Folha SF.23-X-B-I. - Mariana. Rio de Janeiro, DNPM/SNMM. 1993;190p. (Texto Explicativo)
- Bray JR, Gorham E. Litter production in forests of the world. *Advances in ecological research*. 1964; 2:101-157. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60331-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60331-1)
- Caldeira MVW, Silva RD, Kunz SH, Zorzanelli JPF, Castro KC, et al. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. *Comunicata Scientiae*. 2013; 4(2):111-119.
- Calegari L, Martins SV, Campos LC, Silva E, Gleriani JM. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. *Revista Árvore*. 2013; 37(5): 871-880.
- Correia GGS, Martins SV, Miranda Neto A, Silva KA. Estoque de serapilheira em floresta em restauração e em Floresta Atlântica de Tabuleiro no Sudeste brasileiro. *Revista Árvore*. 2016; 40(1):13-20.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 3ª ed. rev. ampl. – Brasília: Embrapa informação Tecnológica, 2017. 573p.

Ewel JJ. Litterfall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *Journal of Ecology*, 1976; 64(1): 293-308. doi:10.2307/2258696

Figueiredo-Filho A, Moraes GF, Schaaf LB, Figueiredo DJ. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. *Ciência Florestal*. 2003; 13(1):11-18.

Giácomo RG, Pereira AMG, Machado DL. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de Cerradão e Mata Mesofítica na Estação Ecológica de Pirapitinga – MG. *Ciência Florestal*. 2012; 22(4): 669-680.

Godinho T de O, Caldeira MVW, Caliman J. Watzlawick LF Biomassa, macronutrientes e carbono Orgânico na serapilheira depositada em trecho de floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, 2013; 41(97):131-144

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Laudo técnico preliminar impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. 2015. [acessado: 20 abr.2018] Disponível: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf

Larson WE, Pierce FJ. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran JW, Coleman, DC, Bezdicsek DF, Stewart BA. (Ed.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America, Special Publication; 1994. p 37-51.

Leitão-filho HF, Pagano SN, Cesar O, Timoni, JL, Rueda JJ, editores. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo: Campinas, 1993. ISBN: 85-7139-038-X

Lowman MD. Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. *Journal of Ecology*. 1988; 76(2):451-465. doi: 10.2307/2260605

Martins MA, Engel VL. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering*. 2007; 31: 165-174. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.05.008>.

Martins SV, Rodrigues RR. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 1999; 22(3): 405-412. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000100016>

Martins SV. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV, 2012.

Martins SV. Alternative Forest Restoration Techniques. In: Viana H. (Org.). *New Perspectives in Forest Science*. 1ed.London: InTech; 2018. p. 131-148

Martins SV. *Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração*. 4. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2016. p.270.

Martins SV. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: Fournier MV, editor. Forest regeneration: ecology, management and economics. New York: Nova Science Publishers; 2009.

Maza-Villalobos S, Lemus-Herrera C, Martínez-Ramos M. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*. 2011; 27 (1): 35–49. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467410000611>.

Miranda Neto A, Magnago LFS, Ribeiro TM, Martins SV. Avanço da floresta estacional semidecidual sobre pastagem no município de Viçosa, MG. *Global Science and Technology*. 2014; 7: 37-47.

Moreira PR, Silva OA. Produção de serapilheira em área reflorestada. *Revista Árvore*. 2004; 28(1): 49-59.

O' Connell AM, Sankaran KV. Organic matter accretion, decomposition and mineralisation. In: Nabyar EKS; Brown AG. (Ed.). *Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests*. Canberra: ACIAR Australia/CSIRO. 1997. p.443 480.

Oliveira RR, Neto ALC. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em três estádios sucessionais sob manejo caíçara (Ilha Grande, RJ). In *Anais... I Congresso da Sociedade Brasileira de Botânica*, Blumenau, 1999.

Pandey RR, Sharma G, Tripathi SK, Singh AK. Litterfall, litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical natural oak forest and managed plantation in northeastern India. *Forest Ecology and Management*. 2007; 240: 96-104.

Pinto SIC, Martins SV, Barros NF, Dias HCT, Kunz SH. Influence of environmental variables on the shrub and tree species distribution in two Semideciduous Forest sites in Viçosa, Minas Gerais, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*. 2008; 56(3): 1557-1569.

Prado IGDO, Silva MDCS da, Prado DGDO, Kemmelmeier, K, Pedrosa BG., Silva, C.C.D, Kasuya MCM. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundao dam failure in Mariana, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 2019; 141: 84-95. doi: 10.1016/j.apsoil.2019.05.008

Rossiter DG. Classification of Urban and Industrial Soils in The World Reference Base for Soil Resources. In: *Journal of Soil and Sediments*, 2007; 7 (2): 96 -100.

Schaefer CEGR, Santos EE, Souza CM, Damato Neto J, Fernandes Filho EI, Delpupo Souza KK. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnossolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico*, 2017; 24: p. 104-135.

Silva KA, Martins SV, Miranda Neto A, Lopes AT. Estoque de serapilheira em uma floresta em processo de restauração após mineração de bauxita. *Rodriguésia* [online]. 2018;69(2): 853-861.

Sloboda B, Marques R, Bianchin J, Blum H, Donha C, et al. Litterfall and Nutrient Dynamics in a Mature Atlantic Rainforest in Brazil. *Revista Floresta e Ambiente* [online], Seropédica. 2017; 24. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.033916>

Sousa TR, Sousa FRC. Costa TV. Bentos, N. Leal Filho RCG. Mesquita, I.O. Ribeiro. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia Forest Ecology and Management. 2017; 393:105-112. doi10.1016/j.foreco.2017.03.020.

Souza LA de, Sobreira FG, Prado Filho JF do. Cartografia e diagnóstico geoambiental aplicados ao ordenamento territorial do município de Mariana – MG. *Revista Brasileira de Cartografia*. 2005; 57: 189-203.

Sperandio HV, Cecílio RA, Silva VH, Leal GF, Brinate IB, Caldeira MVW. Emprego da serapilheira acumulada na avaliação de sistemas de restauração florestal em Alegre-ES. *Floresta e Ambiente, Seropédica*. 2012; 19(4): 460- 467

Strahler AN. The Koppen climate classification system. In: (Ed.). *Physical geography*. 2nd ed. New York: John Willey; 1963. p.185-188.

Switzer GL, Nelson LE. Nutrient accumulation and cycling in Loblolly Pine (*Pinus taeda*) plantation ecosystems: The first 20 years. *Soil Science Society of America Proceedings*, Madison, 1972; 36(1):143-147. doi:10.2136/sssaj1972.03615995003600010033x

Toledo LO, Pereira MG, Menezes CEG. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. *Ciência Florestal*. 2002;12(2):9-16.

Veloso H. (Org.), *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1992. 93 p

Weltzin JF, Keller JK, Bridgham SD, Paster J, Allen BP & Chen J. Litter controls plant community composition in a northern fen. *Oikos*, 2005; 110: 537-546.

Woiciechowski T, Marques R. Produção de serapilheira e restituição de nutrientes em florestas secundárias do litoral paranaense. *Revista Ecologia e Nutrição Florestal - ENFLO*, 2017;5(2):253-67. [Citado em: 02 jul 2019]. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/enflo/article/view/27369>>\

Capítulo 3 - Regeneração natural com indicador da restauração florestal de ambientes sobre rejeito da barragem de Fundão em Mariana, MG

RESUMO: Realizou-se avaliação da regeneração natural em áreas sob influência ou não do rejeito transportado e depositado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana, MG. As avaliações foram realizadas em três ambientes contíguos: 1) plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito (PMR) 2) regeneração natural sobre rejeito (RNR), e 3) floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN). Alocou-se 30 parcelas fixas de 2×2 m em cada área. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura ≥ 30 cm e CAP ≤ 30 cm foram identificados e medidos em altura total e diâmetro ao nível do solo. Ao todo foram 501 indivíduos, representados por 91 espécies, sendo duas indeterminadas, assim como as famílias pertencentes, totalizando 31 famílias botânicas. Os resultados deste estudo demonstram que o estágio sucessional da vegetação e a proximidade com um fragmento florestal conservado, tiveram forte influência sobre os parâmetros estruturais (densidade, frequência, dominância e valor de importância), riqueza e diversidade de espécies, bem como sobre as categorias sucessionais e síndromes de dispersão nos ambientes sobre rejeito. Dessa forma, pode-se considerar a análise da regeneração natural um bom indicador para avaliação da restauração florestal em áreas similares na Área Ambiental 1 e em outras áreas em restauração na bacia do Rio Doce.

Palavras-chave: Restauração florestal. Indicadores ecológicos. Bacia do Rio Doce.

1 INTRODUÇÃO

A restauração florestal consiste na criação de condições e processos ecológicos para a formação de um ecossistema florestal com alta diversidade regional. Para isso, torna-se necessário o uso de espécies vegetais nativas de determinada área, bacia hidrográfica e bioma. Pode ser realizada de diferentes formas e com a utilização de variadas técnicas, que podem também ser utilizadas de maneira exclusiva, ou em conjunto, dependendo das condições ambientais do local, tipo de distúrbio, bem como da intensidade do mesmo e condições da paisagem na qual a área está estabelecida (Martins, 2014).

Caso a degradação não tenha sido de alta intensidade, o banco de sementes do solo permaneça viável e ainda exista fontes de propágulos próximas, a regeneração natural pode ser uma boa alternativa para a restauração florestal (Martins, 2016, 2018). Diante disso,

ultimamente está sendo muito debatido sobre a real necessidade de se intervir numa área impactada ou deixar que a restauração aconteça de forma passiva, e com isso reduzir custos (Holl, 2011). A condução da regeneração natural tem provado ser eficiente para recuperação de ecossistemas alterados, principalmente em paisagens que mantenham fragmentos florestais conservados, garantindo a oferta de propágulos (Norden et al., 2009; Martins et al., 2012, 2020; Miranda Neto et al., 2014; Rezende et al., 2015).

A restauração passiva pode ocorrer de várias formas, que geralmente atuam simultaneamente, sendo: crescimento de plântulas (banco de plântulas); germinação de sementes provenientes do banco de sementes do solo; rebrota de indivíduos a partir de raízes e rizomas e chuva de sementes, via dispersão de diásporos (Martins, 2009; Martins et al., 2012, 2020). Além disso, as espécies presentes na regeneração natural são diretamente influenciadas por aquelas que compõem os estratos superiores da floresta, assim como pela dispersão de propágulos, quantidade e qualidade de luz, histórico da área, características químicas e biológicas do solo, presença de espécies problema (como exóticas invasoras), entre outros fatores (Pinto et al., 2005; Chadzon et al., 2007; Magnago et al. 2015).

Dessa forma, o conhecimento da regeneração natural permite assegurar que as florestas cumpram suas funções, pois é a reposição natural das espécies e o surgimento de outras, de acordo com os estágios sucessionais, que vão garantir o equilíbrio e a perpetuação dos ecossistemas (Sousa Júnior, 2005), possibilitando que mantenham sua resiliência após distúrbios naturais ou antrópicos. Diante disso, a regeneração natural é considerada um importante indicador de avaliação e monitoramento da restauração de ecossistemas degradados (Martins, 2018).

A caracterização florística e estrutural da vegetação é amplamente utilizada para monitoramento da regeneração natural, consistindo em obtenção de informações qualitativas e quantitativas sobre as espécies da área restaurada ou em processo de restauração (Iurk et al., 2009; Chaves et al., 2013, Araújo et al., 2018). Com base nestes levantamentos é possível prever o comportamento e desenvolvimento da floresta ao longo do tempo (Souto et al., 2011), pois permite entender a relação e a quantidade de espécies pertencente ao seu estoque, juntamente com as suas dimensões e distribuições na comunidade (Garcia et al., 2011).

Neste sentido, pode-se dizer que o processo de sucessão ecológica é influenciado pelas características morfológicas e fisiológicas das espécies vegetais, com sua interação com outras espécies (plantas e / ou animais) e componentes abióticos (Pinto et al., 2018). Esses fatores exercem forte influência sobre a estrutura, abundância de espécies e diversidade da comunidade (Souto et al., 2011; Vila et al., 2019). Por isso, o conhecimento da dinâmica da

cobertura vegetal é considerado uma ferramenta valiosa para o planejamento da paisagem e para tomada de decisões sobre conservação e restauração de recursos florestais, permitindo a seleção das melhores estratégias para regenerar ambientes degradados (Silva et al., 2007; Viana et al., 2013; Silva et al., 2018).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a composição florística e estrutura, assim como caracterizar a síndrome de dispersão e categoria sucessional das espécies arbustivas e arbóreas da regeneração natural em duas áreas com depósito de rejeito da barragem de Fundão e um ecossistema de referência (trecho de Floresta Estacional Semidecidual não atingido pelo rejeito), em Mariana, MG.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em ambientes impactados pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, localizada no município de Mariana, Minas Gerais, (20° 22' 40" S e 43° 24' 58" W) dentro dos limites da Área I (Corpo 13) de atuação da Fundação Renova. As parcelas permanentes de monitoramento foram implantadas em três ambientes contíguos: 1) área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito (PMR) 2) área com regeneração natural sobre rejeito (RNR), e 3) área de floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN) (Figura 1). O ecossistema de referência (FN) é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (senso Veloso et al., 1992), secundária em estágio médio de sucessão.

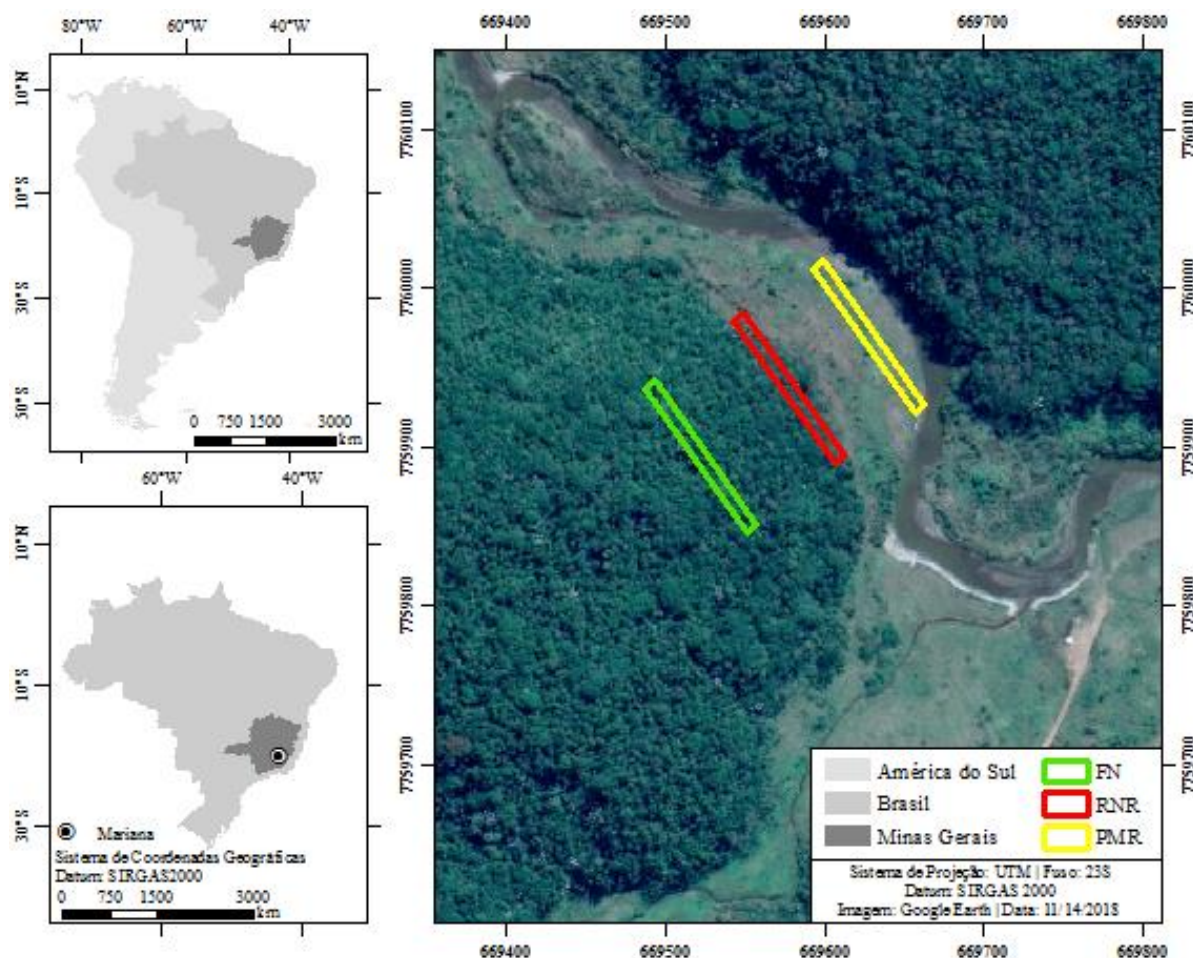


Figura 1. Localização dos ambientes de estudo em Mariana, MG. FN - floresta nativa de referência. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito, PMR - área com plantio de mudas sobre rejeito.

O município de Mariana está localizado na região do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais. A altitude média local é de 712 m, com o ponto mais alto o Pico do Itacolomi, com 1772 m (Souza et al., 2005).

De acordo com a classificação climática de Koppen, são descritos dois tipos climáticos distintos para Mariana: Cwa, nas áreas de menor cota e Cwb nas mais elevadas (Strahler, 1963). Os meses de dezembro, janeiro e fevereiro são os de maiores precipitações, o índice médio pluviométrico anual é de 1.800 mm (Baltazar e Raposo, 1993).

2.1 Caracterização e amostragem das áreas

O rejeito depositado possui heterogeneidade de profundidade de acordo com o trecho e condições específicas, variando aproximadamente de 50-70 cm. Além disto, este material apresenta características diferenciadas de acordo com o período do ano (estação chuvosa ou

seca), sendo que para a primeira condição (chuvosa), ocorre um depósito de água nas covas de plantio, ou áreas que a topografia possibilita tal condição, causando muitas vezes a morte de espécies vegetais não adaptadas à estas condições.

Em PMR há infestação por braquiária (*Urochloa decumbens.*) e outras gramíneas exóticas, sendo que foi realizada no início de 2018 a roçada manual em área total. Nesta área foi feito o plantio de mudas de espécies nativas da região, no espaçamento de 3,0 × 3,0 m. O relevo é predominantemente plano a levemente inclinado e está localizado há aproximadamente 100 m do ecossistema de referência.

A área RNR atualmente apresenta cobertura total ou parcial de vegetação arbustivo-arbórea nativa regenerante e encontra-se adjacente ao ecossistema de referência.

A FN constitui um trecho remanescente de Floresta Estacional Semidecidual secundário preservado, inserido no bioma Floresta Atlântica, adjacente à PMR e RNR, que não sofreu o impacto decorrente do rompimento da barragem e serviu como ecossistema de referência neste estudo (Figura 2).

2.2 Amostragem da regeneração natural

Em cada ambiente foram alocadas de forma sistemática 30 parcelas permanentes 2 × 2 m, distanciadas 5 m uma das outras, formando 2 linhas de 100 m com 15 parcelas em cada linha, sendo plotadas de forma a considerar a orientação topográfica do terreno (Figura 2).

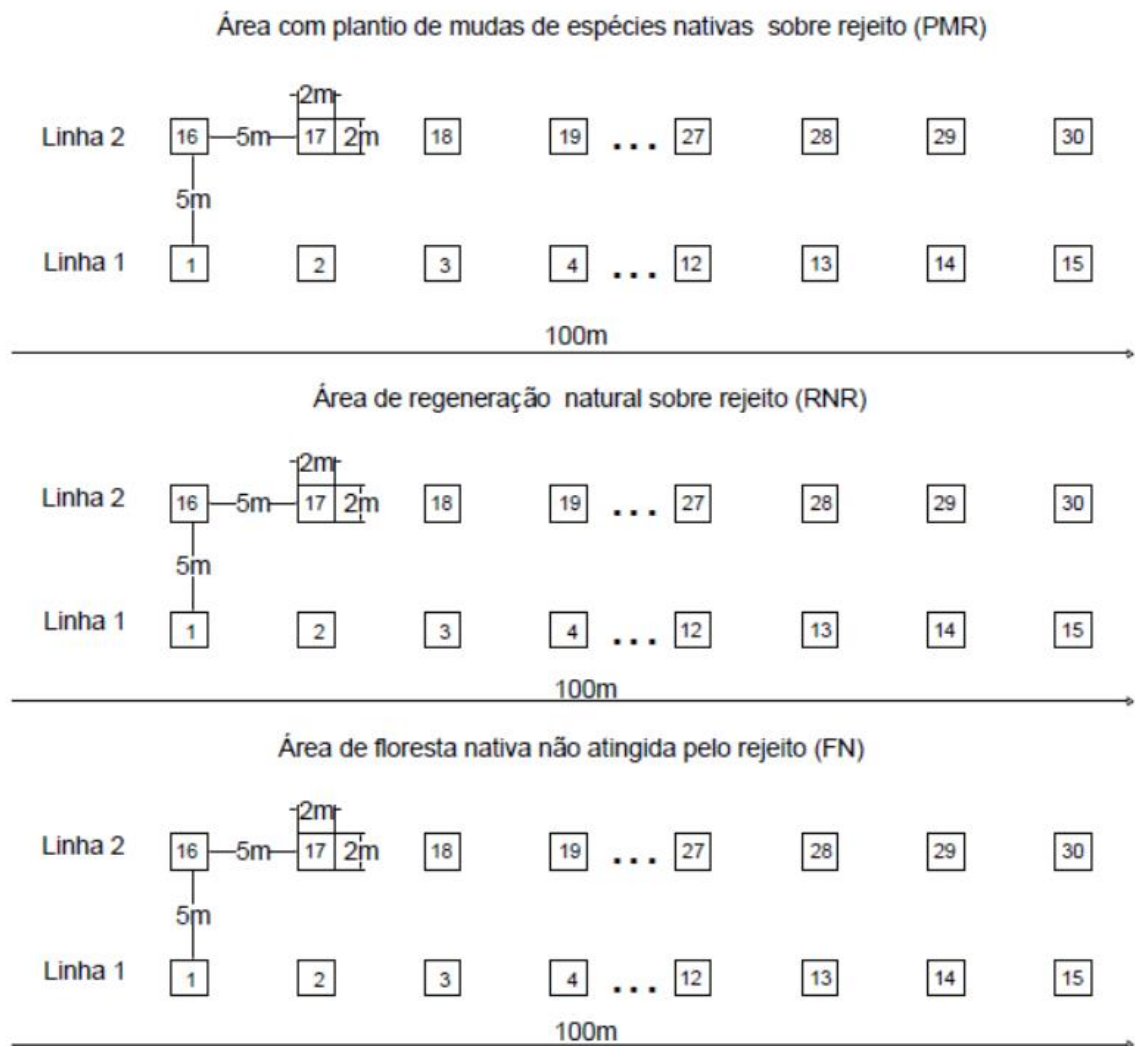


Figura 2. Distribuição das parcelas nos ambientes impactados pelo rejeito e no ecossistema de referência em Mariana, Minas Gerais, Brasil.

2.3 Análise da regeneração natural

Para a análise da regeneração natural, todos os arbustos e árvores com altura $\geq 0,30$ m e circunferência à altura do peito ($CAP = 1,30$ m) ≤ 30 cm foram identificados e medidos a altura e o diâmetro ao nível do solo (DNS). Foram utilizados trena manual e a *laser*, e paquímetro digital para as medições de altura total e DNS.

Nos três ambientes houve parcelas que não apresentaram indivíduos regenerantes, por isso não foram contabilizadas nas análises, sendo elas: 10, 13, 15, 17, 19, 21, 24, 26, 27, 29 30 (PMR); 1, 6, 7 e 30 (RNR) e 27 (FN).

Para as espécies não identificadas em campo, coletou-se o material botânico para posterior comparação com material depositado no Herbário VIC da Universidade Federal de

Viçosa, MG, consulta a especialistas da área e a literatura. A classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e para confirmação dos autores dos nomes científicos foi consultado o site The Plant List (The Plant List, 2018).

2.4 Análise Fitossociológica

Os parâmetros fitossociológicos (Mueller-Dombois e Ellenberg, 2003) para descrever a estrutura da comunidade, bem como o cálculo dos valores de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J'), conforme Brower e Zar (1984) para cada ambiente foram determinados utilizando o programa FITOPAC 2.1 (Shepherd, 2010).

2.5 Categoria Sucessional e Síndrome de dispersão

As espécies amostradas foram classificadas em categorias sucessionais, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas estacionais semidecíduais brasileiras, em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Foram também classificadas quanto às síndromes de dispersão de propágulos em anemocóricas, autocóricas e zoocóricas (Van der Pijl, 1982).

Os dados foram processados em planilha eletrônica no programa Microsoft Excel e transformados em gráficos.

2.6 Análises estatísticas

As análises a seguir foram feitas no programa R (R Core Team 2018). Avaliou-se a distribuição e homogeneidade dos dados usando os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett (Crawley 2013).

A comparação da riqueza de espécies entre as áreas foi estimada por meio de curvas de rarefação e extrapolação baseadas no número de parcelas e indivíduos usando o primeiro número de Hill, $q = 0$ (Chao et al., 2014). As extrapolações foram feitas com base na presença / ausência de espécies nas parcelas (Colwell et al., 2012). Estas estimativas foram obtidas usando o pacote "iNEXT" (Hsieh et al., 2016). O número de Hill foi estimado como a média de 100 repetições de *bootstrapping* para estimar intervalos de confiança de 95%. Da mesma forma, consideramos sempre que os intervalos de confiança de 95% não se sobrepuseram, o número de espécies diferiu significativamente em $P < 0,05$ (Colwell et al., 2012).

Para comparar as médias da abundância entre os ambientes foi realizado o teste de Kruskal-Wallis (para dados não distribuídos normalmente) seguido pelo teste de Dunn (Crawley 2013).

Fez-se o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para analisar as diferenças entre as áreas em termos de composição florística de espécies usando o índice de Bray-Curtis baseado em dados de abundancia. O NMDS foi realizado usando a função "metaMDS" do pacote "vegan" (Oksanen et al., 2018). Utilizou-se análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA, 9999 permutações) para determinar diferenças na composição de espécies utilizando a rotina de adonis disponível no pacote "vegan" (Oksanen et al., 2018).

Para avaliar a diversidade beta, foi utilizada a função betadisper em 'vegan', com base no método de Análise Multivariada de Dispersão ou PERMDISP (Anderson, 2006). Usou-se a distância para agrupar o centróide como o método de avaliar a variabilidade na composição de espécies, com base nas distâncias de Bray-Curtis nos dados de abundância (Monte-Carlo, 9999 permutações). Nesta análise, quanto maior a dispersão dos dados, maior a heterogeneidade dos tratamentos. Finalmente, as diferenças na diversidade beta entre tratamentos foram testadas usando PERMANOVA (Anderson, 2001).

3 RESULTADOS

3.1 Fitossociologia da regeneração natural

Ao todo foram amostrados 501 indivíduos, representados por 91 espécies, pertencentes a 31 famílias botânicas.

Tabela 1. Parâmetros gerais da regeneração natural dos ambientes de plantio de mudas sobre rejeito (PMR), regeneração natural sobre rejeito (RNR) e floresta nativa (FN), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Parâmetros	PMR	RNR	FN
Número de Indivíduos	41	115	345
Número de Espécies	10	41	61
Número de Famílias	9	18	28
Densidade (ind.m ²)	0,57	1,11	2,97
Diversidade (H')	1,59	3,30	3,24
Equabilidade (J')	0,69	0,89	0,79

Em PMR, das dez espécies regenerantes, oito foram plantadas e duas são provenientes da regeneração natural. Os indivíduos foram distribuídos em arbóreos (39,02%) e arbustos (60,98%). A família com maior riqueza foi Fabaceae (2), representando 20% das espécies

amostradas. Com relação a distribuição de abundância, a família que se destacou foi Asteraceae (23), correspondendo a 56,10% do total de indivíduos da amostra, em que todos pertenciam a espécie *Vernonanthura phosphorica* e, por consequência, foi a mais representativa em relação aos parâmetros fitossociológicos (Tabela 2, apêndice B), com 45,19% do valor de importância.

No ambiente RNR, os indivíduos foram distribuídos em arbóreos (67,83%) e arbustos (31,30%) e não caracterizada (0,87%). As famílias com maior riqueza foram Solanaceae (7), Fabaceae (4), Myrtaceae (4), Euphorbiaceae (4), representando 46,35% das espécies. As famílias mais abundantes foram Urticaceae (20), Asteraceae (20) e Solanaceae (16), perfazendo 48,69% dos indivíduos amostrados. As espécies com maior número de indivíduos foram *Cecropia glaziovii* (15,65%) e *Vernonanthura phosphorica* (12,17%). A espécie com maior importância ecológica foi *Cecropia glaziovii*, representando 25,09% do valor de importância.

Por fim em FN, do total de indivíduos registrados, 92,17% eram arbóreos, 6,67% arbustos, 0,58% palmeiras e 0,58% não classificados. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (9) Fabaceae (5), Rubiaceae (5) e Melastomataceae (5), representando 39,35% das espécies amostradas. As famílias com maior número de indivíduos foram Siparunaceae (67) e Anonaceae (43), correspondendo a 31,88% do total de indivíduos da amostra, sendo as espécies mais abundantes *Siparuna guianensis* (19,42%) e *Xylopia sericea* (10,72%). Com relação ao índice de valor de importância, as espécies com maior destaque foram *Siparuna guianensis* e *Erythroxylum pelleterianum*, que juntas representaram 25,73% do IVI.

3.2 Categorias Sucessionais

Com relação à categoria sucessional, houve predominância de pioneiras nos ambientes PMR e RNR tanto para número de indivíduos (PMR - 85, 37% e RNR - 66,09%) quanto para espécies (PMR - 60% e RNR - 51,22 %). Já no ambiente FN, ocorreram mais indivíduos (56,52%) e espécies (40,98%) de estágio sucessional secundário tardio, seguido de indivíduos (33,04%) e espécies (27,87%) secundários iniciais (Figura 3).

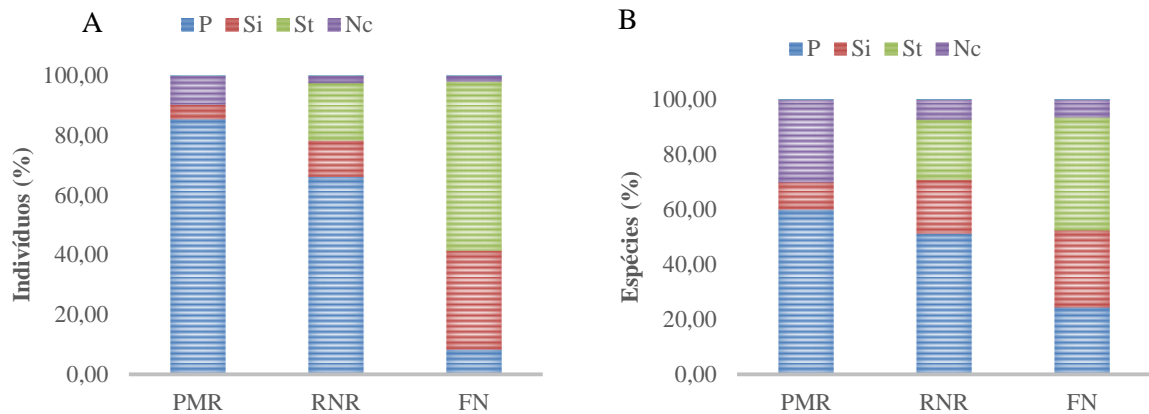


Figura 3. Percentual de distribuição dos indivíduos (A) e espécies (B) nas categorias sucessionais (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Classificada) (barras) em diferentes tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Tipos de ambientes: PMR - área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito; FN - área de floresta nativa não atingida pelo rejeito.

3.3 Síndromes de dispersão

Para síndrome de dispersão, no ambiente PMR houve mais indivíduos (70,73%) e espécies (50%) anemocóricas. Já em RNR, predominaram indivíduos (67,83%) e espécies (68,29%) zoocóricas. Essa tendência foi observada de maneira mais intensa em FN, com 90,14% dos indivíduos e 78,69% das espécies dispersas por zoocoria. (Figura 4).

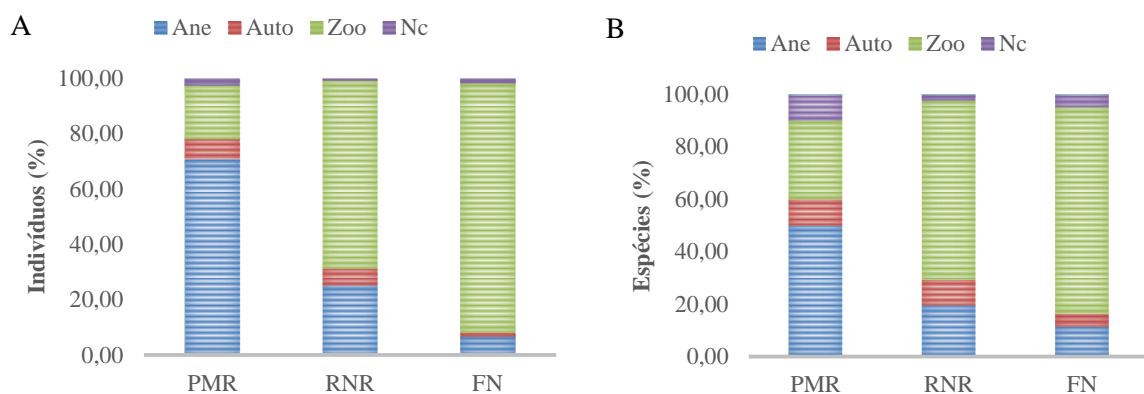


Figura 4. Percentual de distribuição dos indivíduos (A) e espécies (B) nas síndromes de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Classificada) (barras) em diferentes tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Tipos de ambientes: PMR - área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito; FN - área de floresta nativa não atingida pelo rejeito.

3.4 Diferenças nos padrões de riqueza e abundância

Foram observados padrões de riquezas diferentes entre os ambientes de acordo com as curvas de rarefação e extrapolação baseadas em unidades amostrais e números de indivíduos. A área que apresentou maior riqueza de espécies foi FN (Figura 5).

Com relação a abundância, RNR e PMR não apresentaram diferença significativa entre eles ($\chi^2 = 0,10$, $df = 2$, $p = 0,96$), no entanto ambos diferiram de FN que demonstrou maior abundância entre os ambientes (Figura 6).

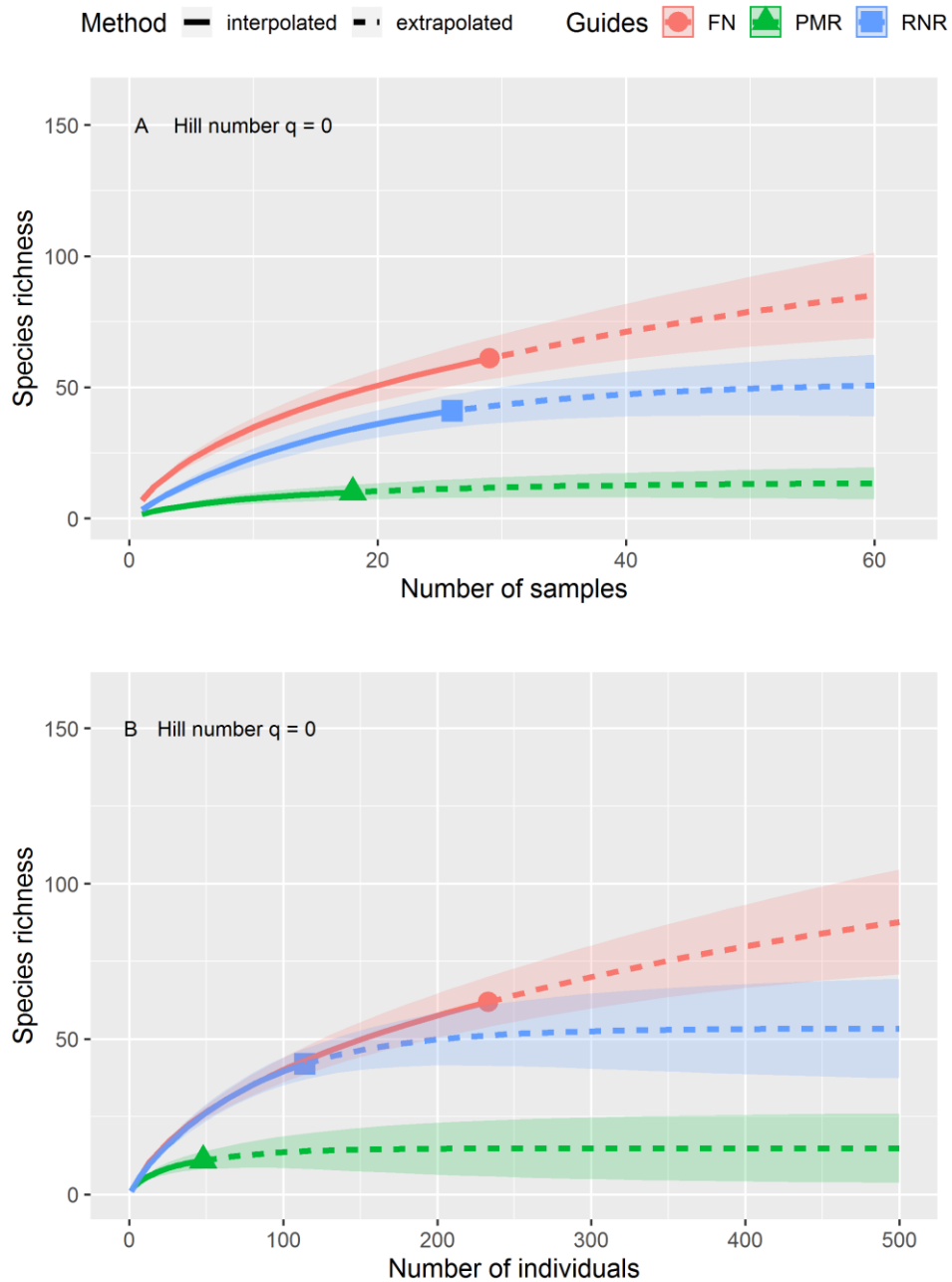


Figura 5. Rarefação baseada em amostragem individual (linhas sólidas) e curvas de extrapolação (linhas tracejadas) com base nos primeiros números de Hill de diferentes tipos

de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. As curvas de rarefação e extrapolação apresentam as linhas que representam os valores médios e as bandas o desvio padrão com intervalos de confiança de 95%. Tipos de ambientes: PMR - área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito; FN – área de floresta nativa não atingida pelo rejeito.

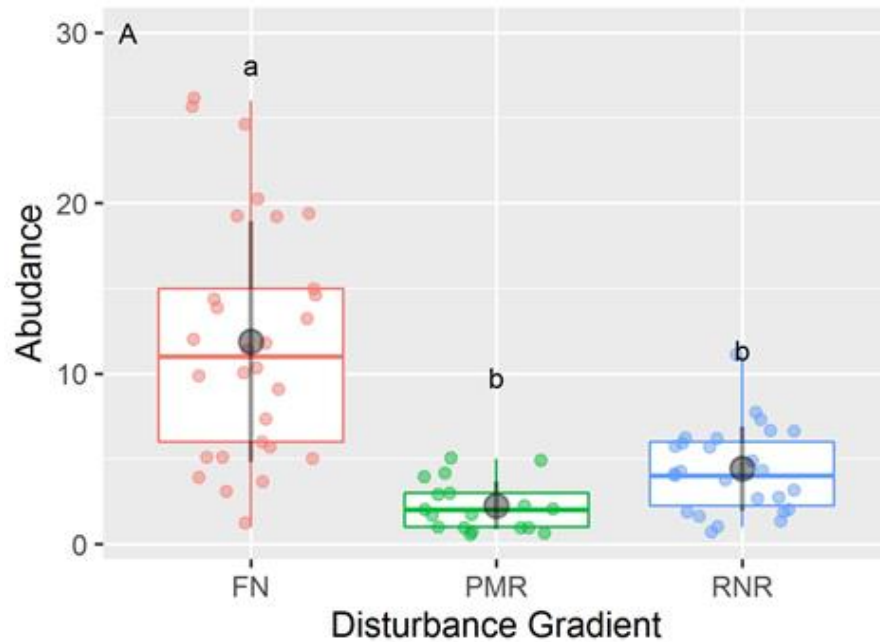


Figura 6. Diferenças no número de indivíduos ao longo dos tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas (teste de Dunn; $p < 0,05$) entre as áreas de floresta amostradas. Tipos de ambientes: PMR - área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito; FN – área de floresta nativa não atingida pelo rejeito.

3.5 Diferenças na composição florística da comunidade

A composição florística de PMR e RNR foi mais semelhante entre si em comparação a FN (PERMANOVA: $F_{2,64} = 8,60$; $p < 0,001$; Figura 7A). Quanto à diversidade beta, observou-se diferenças significativas entre os sítios (PERMDISP: $F_{2,64} = 8,60$; $p < 0,001$). A maior diversidade beta foi observada em FN (Figura 7B).

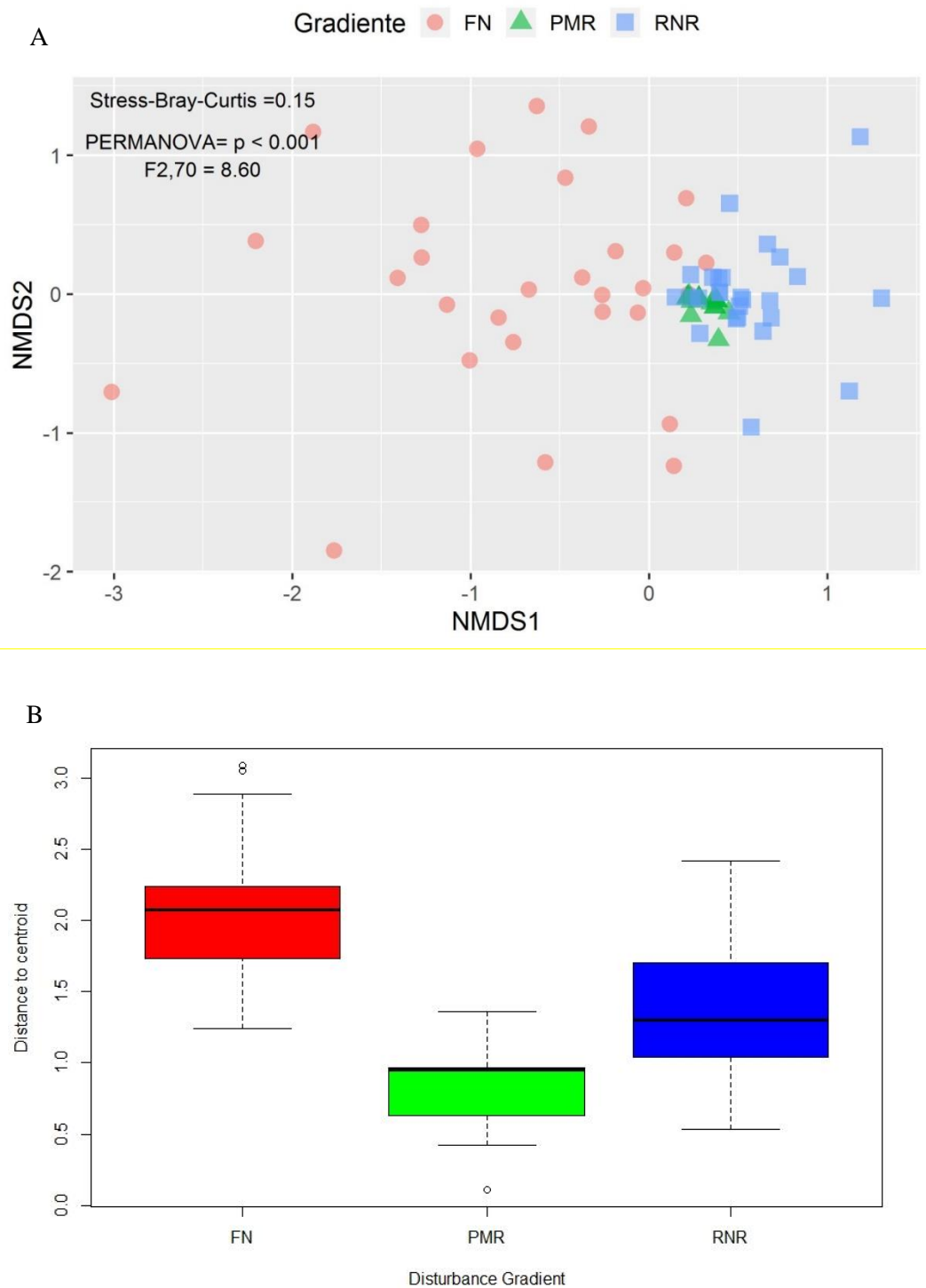


Figura 7. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na composição florística das espécies (A). Diversidade beta utilizando Análise Multivariada de Dispersão (PERMDISP) das espécies vegetais (B), medidas em 90 parcelas amostradas em diferentes tipos de ambientes da matriz da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Tipos de ambientes: PMR - área com plantio de mudas de espécies nativas sobre rejeito. RNR - área com regeneração natural sobre rejeito; FN – área de floresta nativa não atingida pelo rejeito.

4 DISCUSSÃO

4.1 Fitossociologia

Os resultados deste estudo demonstram que o estágio sucessional da vegetação e a proximidade com um fragmento florestal conservado, tiveram forte influência sobre os parâmetros estruturais (densidade, frequência, dominância e valor de importância), riqueza e diversidade de espécies, bem como sobre as categorias sucessionais e síndromes de dispersão nos ambientes sobre rejeito.

Em PMR predominou mais indivíduos do estrato arbustivo (60,98%), no entanto houve também boa representatividade de indivíduos arbóreos (39,02%), principalmente provenientes do plantio de mudas. A família Fabaceae apresentou maior riqueza, assim como em outros estudos na Mata Atlântica (Araújo et al., 2018; Santos et al., 2018; Balestrin et al., 2019; Carnaúba et al., 2019; Estigarribia et al., 2019). É uma família que tem um elevado número de espécies, muitas com capacidade de fixação biológica de nitrogênio atmosférico devido sua associação com bactérias fixadoras de N₂; por isso tem um papel relevante para a recuperação de solos degradados (Campello 1998; Carvalho, 1998), através do suprimento e ciclagem de nutrientes, exercendo sua função na dinâmica dos ecossistemas (Resende e Kondo, 2001) como a espécie *Inga vera* (Moreira e Siqueira, 2006) utilizada no plantio, demonstrando uma contribuição importante na composição florística da regeneração.

A família Asteraceae se destacou com maior número de indivíduos assim como em um levantamento realizado por Sousa Júnior (2005). Esse resultado demonstra que PMR está recebendo propágulos da matriz de paisagem onde está inserida. Por conseguinte, a espécie *Vernonanthura phosphorica*, pertencente a esta família, apresentou maior valor de importância, principalmente pela sua elevada densidade relativa (56,10%). Essa espécie é comum em estrato de regeneração natural em fragmento florestal secundário (Paiva et al., 2015) e em área restaurada (Silva et al., 2016). É uma espécie pioneira que se estabelece em áreas em início de sucessão, se adapta a ambientes perturbados (Ferreira et al., 2009) e atua na modificação do ambiente de forma a promover o estabelecimento de outras espécies, principalmente arbóreas (Costa, 2004).

Em RNR houve maior predominância de indivíduos arbóreos, isso pode ter sido influenciado pela proximidade com o fragmento de floresta nativa (FN), que facilita o enriquecimento natural (Martins, 2014). O destaque de maior riqueza de espécies foi da família Solanaceae, que é conhecida por ter espécies que apresentam forte dominância

quantitativa na sucessão de florestas após perturbação (Stutz de Ortega, 1990; Castelani e Stubblebine, 1993). Além disso, verificou-se elevada representatividade das famílias Fabaceae, Myrtaceae e Euphorbiaceae, que são frequentemente encontradas em levantamentos florísticos da regeneração natural em florestas estacionais semidecíduais (Silva Júnior et al., 2004; Miranda Neto et al., 2012; Miranda Neto et al., 2014; Sartori et al., 2015; Balestrin et al., 2019).

A família Urticaceae se destacou pela elevada abundância em número de indivíduos. Sendo que a espécie *Cecropia glaziovii* foi a que apresentou maior valor de importância (Tabela 3, apêndice B), atribuído, principalmente, pela elevada dominância relativa (49,38%). Vários fatores podem ter contribuído para este resultado, como o fato dessa espécie ser pioneira, ter crescimento rápido, estabelecendo-se facilmente em clareiras, devido a maior luminosidade que favorece seu desenvolvimento, além de produzir grande quantidade de frutos que são apreciados por diversos dispersores zoocóricos, principalmente pássaros (Ronchi et al., 2013).

O ecossistema de referência (FN) apresentou maior riqueza de espécies das famílias Myrtaceae, Fabaceae, Melastomataceae e Rubiaceae, as quais são consideradas de grande diversidade de espécies e ampla distribuição geográfica (Carvalho, 1998; Baumgratz et al., 2010; Sobral et al., 2010; Lamarca et al., 2011; Delprete e Jardim, 2012), presentes em áreas degradadas (Clausing e Renner, 2001) e, geralmente, de categoria sucessional tardia (Hüller e Schock, 2011). Dessa forma, observa-se que FN pode ser considerado um fragmento florestal conservado em estágio médio de sucessão, que desempenha um papel indispensável na restauração florestal dos ambientes do entorno (PMR e RNR), promovendo rápido aumento da riqueza de espécies, densidade de árvores e biomassa acima do solo, proporcionando uma melhoria contínua da biodiversidade e resiliência nas áreas em processo de restauração (Guariguata; ostertag, 2001; Chazdon, 2003; Colmanetti et al., 2016).

4.2 Categorias sucessionais e síndromes de dispersão

O predomínio de indivíduos e espécies pioneiras nos ambientes alterados (PMR e RNR) (Figura 4 A e B), demonstra que estão em estágio inicial de sucessão, visto que o processo de restauração tem menos de 3 anos. Essas espécies têm crescimento mais rápido e são responsáveis por criar um ambiente favorável para o desenvolvimento das espécies de estágios sucessionais mais avançados (Whitmore, 1989; Tabarelli; Motovani, 1999; Guariguata; Ostertag, 2001, Colmanetti et al., 2016; Turchetto et al., 2017).

Outro atributo que nos permite comprovar a melhoria nos processos ecológicos e os ganhos ambientais é a dominância de espécies com síndrome de dispersão zoocórica em RNR (Figuras 4 A e B), demonstrando maior interação entre fauna e flora, o que contribui para o enriquecimento de propágulos trazidos de FN e de outros fragmentos próximos. Dessa forma, a predominância da síndrome de dispersão anemocórica em PMR (Figuras 4 A e B) pode indicar que o avanço na sucessão ecológica ocorre à medida que se aproxima de FN, que também apresenta maior dispersão zoocórica.

O enriquecimento da regeneração em PMR deverá ocorrer de forma natural, à medida que sementes das áreas FN e RNR cheguem via dispersão, além do fato de que as mudas plantadas tendem a criar com o tempo condições mais favoráveis de sombra para o estabelecimento de espécies secundárias tardias, e também funcionem como poleiros atraindo mais dispersores e aumentando a diversidade de espécies zoocóricas. Afinal a síndrome de dispersão zoocórica está presente em mais de 75% das árvores em florestas tropicais (Beaune et al., 2013). A elevada presença de espécies zoocóricas é importante no processo de sucessão ecológica de áreas em restauração e fragmentos florestais em sucessão secundária, pois fornecem alimento e abrigo para a fauna dispersora (Franco et al., 2012; Franco et al., 2014; Rech et al., 2015; Balestrin et al., 2019), além de favorecer a dinâmica das relações ecológicas planta-frugívoro e acelerar o processo de sucessão destas áreas (Barbosa et al., 2012).

4.3 Diferenças nos padrões de riqueza, diversidade e abundância

Os resultados de riqueza, abundância (Figuras 5 e 6) e diversidade da regeneração natural (Tabela 1), mostram a existência de um gradiente sucessional entre os ambientes. De forma geral, sugerem uma tendência de diminuição destes valores quanto mais distante a área restaurada estiver de um fragmento nativo conservado (Cubinã e Aide, 2001; Gomes et al., 2013; Réjouméchain et al., 2014). Além disso, o estágio sucessional da vegetação pode ter grande influência na variação destes parâmetros (Vila et al., 2019).

Em PMR, *Vernonanthura phosphorica*, foi a espécie mais abundante (Tabela 2, apêndice B), representando 56,10% dos indivíduos amostrados, isso pode ter contribuído para a baixa equabilidade deste ambiente (J' 0,69), pois essa dominância ecológica da espécie contribui para a baixa diversidade local (Gomide et al., 2006). Enquanto, em RNR os indivíduos estão distribuídos de maneira mais uniforme entre as espécies (Tabela 3, apêndice B), garantindo uma equabilidade maior (J' 0,89). Dessa forma, a baixa diversidade em PMR possivelmente é reflexo do número de espécies encontradas, pois os valores de diversidade também estão relacionados à quantidade de espécies amostradas (Maguarran, 2013).

Um aspecto importante é que toda a área PMR foi coberta por cerca de 1 m ou mais de rejeito, e pela maior distância em relação ao fragmento florestal, quando comparado com a área RNR. Esta área permaneceu mais tempo com o rejeito exposto, tendo sido rapidamente invadida por gramíneas exóticas, notavelmente a braquiária (*Urochloa decumbens*), que estão atrasando o processo de regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas nativas. Contudo, como já destacado, com o crescimento das mudas plantadas de espécies de recobrimento e o sombreamento que estão promovendo, tende a reduzir esta agressividade das gramíneas e a estimular a regeneração natural. Assim, embora a abundância, riqueza e diversidade de espécies regenerantes ainda sejam baixas em PMR, os resultados encontrados já sinalizam que a restauração ativa que vem sendo realizada nesta área, está criando condições favoráveis para a regeneração natural.

Para acelerar este processo de enriquecimento da área PMR é fundamental o monitoramento constante, com replantios de mudas altas e roçadas das gramíneas sempre que necessário, o que já vem sendo realizado como ações de manutenção, bem como a semeadura direta de espécies secundárias tardias e clímax de sombra.

Em contrapartida, no ambiente RNR verificou-se um índice de diversidade ($H' = 3,30$) maior que o ecossistema de referência (FN) e semelhante ao encontrado em florestas nativas bem conservadas (Silva et al., 2004; Higuchi et al., 2006; Miranda-Neto et al., 2012), demonstrando que esta área tem uma boa estrutura e alta diversidade florística e não necessita de intervenções para acelerar no desenvolvimento sucessional.

4.4 Diferenças na composição florística da comunidade

Com relação à composição florística, houve mais similaridade entre os ambientes alterados (Figura 7-A) em comparação com a floresta nativa que apresentou maior diversidade beta (Figura 7-B). Esses resultados são devido ao estágio sucessional em que os ambientes se encontram. As áreas pós-distúrbio, por estarem em estágio inicial de sucessão, apresentaram uma composição florística mais similar, sendo em sua maioria, pioneiras. Já FN demonstrou maior quantidade de espécies em estágios avançados de sucessão (secundário e tardio).

Além disso, as perturbações naturais ou antrópicas podem afetar a composição das espécies do estrato inferior da floresta (Hart e Chen, 2008; Rasingam e Parthasarathy, 2009; Hermy e Verheyen, 2007), uma vez que o estrato arbóreo pode influenciar significativamente a estrutura e a composição das espécies do sub-bosque, pois ocupam uma

quantidade considerável de espaço e permanecem por dezenas ou mesmo centenas de anos na floresta (Souza et al., 2014)

Dessa forma, à medida que o processo sucessional avança, a tendência é que a composição florística dos ambientes alterados se assemelhe a FN, pois as espécies tardias irão se estabelecer em maior número na comunidade, enquanto as espécies pioneiras tendem a diminuir (Saldarriaga et al., 1988). Este processo tende a ser mais rápido em RNR uma vez que está mais próximo da floresta e não sofre com a invasão da braquiária e outras gramíneas exóticas.

5 CONCLUSÃO

Apesar do pouco tempo decorrido após o rompimento da barragem de Fundão e a realização deste estudo (apenas 3 anos no momento da amostragem), os resultados de estrutura, diversidade (alfa e beta) e composição florística dos ambientes em regeneração natural sobre rejeito, indicam o potencial de resiliência dessas áreas.

Assim, a avaliação da regeneração natural demonstrou que a proximidade de florestas nativas é fundamental para o recrutamento de novos indivíduos no rejeito, com enriquecimento natural e avanço da sucessão. Em RNR, adjacente à floresta nativa, o aumento na diversidade tende a ocorrer naturalmente e em curto tempo, porém em PMR, mais distante da floresta nativa e sendo um ambiente invadido pela braquiária (*Urochloa decumbens*) e outras gramíneas exóticas, comprovou-se a necessidade de intervenções para enriquecimento em diversidade. Diante disto, este estudo permite inferir que a análise da regeneração natural é um bom indicador para avaliação da restauração florestal em áreas similares na Área Ambiental 1 e em outras áreas em restauração na bacia do Rio Doce.

6 REFERÊNCIAS

- Anderson MJ. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 2001; 26: 32–46. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson MJ. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 2006; 62: 245–253. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.
- Araújo AB de, Júnior DS da C, Lopes YS, Celestino PCG, Almeida ACS de, Chaves L. de F. De C. Dinâmica da Regeneração Natural em um Fragmento de Floresta Ombrófila Densa em Área Urbana. *Jornal de Agricultura Experimental Internacional*. 2018; 27(3): 1–15. doi:<https://doi.org/10.9734/JEAI/2018/44621>
- Balestrin D, Martins SV, Schoorl JM, Lopes AT, Andrade CF. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. *Ecological Engineering*. 2019; 135: 8–16. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.023>
- Baltazar OF, Raposo FO. Folha SF.23-X-B-I. - Mariana. Rio de Janeiro, DNPM/SNMM. 1993;190p. (Texto Explicativo)
- Barbosa JM, Eisenlohr PV, Rodrigues MA, Barbosa KC. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S.V. (ed.). *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. Editora UFV, Viçosa, BR. 2015. p. 85–106.
- Baumgratz JFA, Bernardo KFR, Chiavegatto B, Goldenberg, B, Guimarães PJF, Kriebel R, Martins AB, Michelangeli PJF, Reginato M, Romero R, Souza MLDR, Woodgyer.E. Melastomataceae. In Forzza RC et al. eds. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil*. Rio de Janeiro, Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2010; 2: 1236–1277.
- Beaune DF, Bretagnolle L, Bollache, G, Hohmann M, Surbeck, B, Fruth. Seed dispersal strategies and the threat of defaunation in a Congo forest. *Biodiversity and Conservation*. 2013; 22:225–238.
- Brower JE, Zar JH. *Field and laboratory methods for general ecology*. 2.ed. Dubuque: W. C. Brown Company, 1984.
- Budowski G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*. 1965; 15:40–42.
- Campello EFC. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: Dias LE, Mello LWV, (ed.). *Recuperação de áreas degradadas*. Editora UFV; SOBRADE, Viçosa, BR.1998. p. 183–196.
- Carnaúba AF, Ralph LN, Leão SLM, Morais YYGA, Feliciano ALP. Natural and Ecological Succession in an Urban Fragment of the Atlantic Forest in Pernambuco, Brazil. *Journal of*

Experimental Agriculture International. 2019; 39(1), 1-10. doi: <https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v39i130326>

Carvalho MN. Recuperação de pastagens degradadas em áreas de relevo acidentado. In: Dias LE, Melo LWV (eds.). Recuperação de áreas degradadas. Editora UFV; SOBRADE, Viçosa, BR. 1998. p. 149-161.

Castelani TT, Stubblebine EWH. Sucessão secundária precoce após perturbação pelo fogo em uma floresta tropical semidecídua. *Revista Brasileira de Botânica*. 1993 ;16: 181-203.

Chadzon RL, Letcher SG, Van Breugel M, Martínez-Ramos M, Bongers F, Finegan B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 2007;362(1):273–289. doi:<https://dx.doi.org/10.1098%2Frstb.2006.1990>

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. 2014; 84, 45–67.

Chaves ADCG, Santos RMS, Santos JO, Fernandes AA, Maracajá PB. The importance of floristic and phytosociological surveys for the conservation and preservation of forests. *Agricultural Scientific Journal in the Semi-Arid, Campina Grande*. 2013;9(2):43-48. doi: <http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/449/pdf>

Chazdon RL. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 2003, 6(1): 51-71.

Clausing G, Renner SS. Molecular phylogenetics of Melastomataceae and Memecylaceae: implications for character evolution. *American Journal of Botany*. 2001; 88:486-498.

Colmanetti MAA., Barbosa LM, Shirasuna RT, Couto TZ. Phytosociology and structural characterization of woody regeneration from a reforestation with native species in southeastern Brazil. *Revista Árvore*. 2016, 40: 209– 218.

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT. Models and estimators linking individual-based and sample based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*. 2012; 5, 3-21.

Costa SSB. Estudo da bacia do ribeirão Jaguará, MG, como base para o planejamento da conservação e recuperação das nascentes e matas ciliares. 2004. 213 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

Crawley MJ. *The R Book*, second ed. Wiley, London. 2013.

Cubiña A, Aide TM. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*. 2001; 33(2): 260-267. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00177.x>.

Delprete PG, Jardim JG. Systematics, taxonomy and floristics of Brazilian Rubiaceae: an overview about the current status and future challenges. *Rodriguésia*. 2012; 63 (1): 101-128.

Estigarribia F, Silva JP, Cândido PF, Silva ND, Silva JA, Chaves L de F de. Regeneração Natural em Floresta Tropical, Nordeste do Brasil. *Jornal de Agricultura Experimental Internacional*. 2019; 31 (2), 1-11. doi: <https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v31i230070>

Ferreira WC, Botelho WC, Davide AC, Faria JMR. Estabelecimento de mata ciliar às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. *Ciência Florestal*. 2009, 19 (1): 69-81.

Franco BKS, Maratins SV, Faria PCL, Ribeiro GA. 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*. 2012; 36 (3): 423-432.

Franco BKS, Martins SA, Faria PCL, Ribeiro GA, Miranda Neto. Estrato de regeneração natural de um trecho de floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 2014; 38 (1): 31-40.

Gandolfi S, Leitão Filho HF, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*. 1995; 55:753-767.

Garcia CC, Kings MGF, Reis GG, Pezzopane JEM, Lopes HNS, Ramos DC. Natural regeneration of arboreal species in a semideciduous Montana seasonal forest fragment, in the Atlantic Forest domain, in Viçosa, MG. *Forest Science*. 2011;21(4): 677-688.

Gomes EPC, Sugiyama M, Adams C, Prado HM, Oliveira Junior CJF de. A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei? *Scientia Forestalis*. 2013; 41(99): 343–352.

Gomide LR, Scolforo JRS, Oliveira AD. Análise da diversidade e similaridade de fragmentos florestais nativos na bacia do rio São Francisco, em Minas Gerais. *Ciência Florestal*, Santa Maria. 2006; 16: 127 – 144.

Guariguata MR, Ostertag R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 2001; 148(1): 185-206.

Hart SA, Chen HYH. Fire, logging, and overstory affect understory abundance, diversity, and composition in boreal forest. *Ecological Monographs*, 2008; 78:123–140. doi:[10.1890/06-2140.1](https://doi.org/10.1890/06-2140.1).

Herny M, Verheyen K. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecology Restoration*, 2007; 22:361–371. doi:[10.1007/s11284-0070-0354-3](https://doi.org/10.1007/s11284-0070-0354-3)

Higuchi P, Reis M das GF, Reis GG dos, Pinheiro AL, Silva CT da, Oliveira CHR de. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG. 2006; 30: 893-904. doi:<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000600004>.

Holl KD; Aide TM. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*. 2011; 261(10):1558-1563.

Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. 'iNEXT': iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/iNEXT.pdf>. R package version 2.0.12,

Hüller A, Schock AA. Avaliação do potencial alelopático de três espécies de *Eugenia* L. (Myrtaceae) sobre o processo germinativo de *Lactuca sativa* L. *Revista de Ciências Ambientais*. 2011; 5(1):25-37.

Iurk MC, Santos EP, Dlugosz FL, Tardivo RC. Floristic survey of a fragment of Alluvial Alluvial Forest of the Iguaçu River, municipality of Palmeira, PR. *Revista Floresta, Curitiba*. 2009;39(3):605-617. doi:<http://dx.doi.org/10.5380/rf.v39i3.15360>

Lamarca EV, Silva CV, Barbedo CJ. Limites térmicos para a germinação em função da origem de sementes de espécies de *Eugenia* (Myrtaceae) nativas do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 2011; 25(2):293-300.

Magnago LFS, Martins SV, Venzke TS, Ivanauskas NM. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração orestal. In: MARTINS, S. V. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 70-101.

Magurran AE. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: UFPR, 2013. 261 p.

Martins SV. *Alternative Forest Restoration Techniques*. In: Helder Viana. (Org.). *New Perspectives in Forest Science*. 1ed.London: InTech, 2018; 1:131-148.

Martins SV. *Recuperação de áreas degradadas: Ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração*. 3° ed. Viçosa, Ed. Aprenda Fácil, 2016.

Martins SV. *Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração*. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009.

Martins SV. *Recuperação de matas ciliares*. 3 Ed. Viçosa: Ed. Aprenda Fácil, 2014.

Mantovani W, Rossi L, Romaniuc Neto S, Assad-Ludewings IY, Melo MMRF, Toledo CB. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In: *SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR*, Campinas, SP. Anais... Campinas: Fundação Cargill, 1989. p.235-267.

Miranda Neto A, Martins SV, Silva KA, Gleriani JM. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 2012, 32 (72): 409-420.

Miranda-Neto A, Martins SV, Silva K de A, Lopes AT, Demolinari R de A. Natural regeneration in a restored bauxite mine in southeast Brazil. *Bosque*. 2014; 35: 377-389. doi:<http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000300012>.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: J. Wiley & Sons, 1974.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, et al., 2018. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7.

Oliveira Filho AT de, Scolforo JRS, Oliveira AD de; Carvalho LMT de. Definição e delimitação de domínios e subdomínios das paisagens naturais do Estado de Minas Gerais. In: Scolforo JRS, Carvalho LMT de (Org.). Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: UFLA, 2006; 1: p. 21-35.

Ortega LC de S. Estudo florístico de vários estados secundários de florestas no Alto Paraná (leste do Paraguai): estrutura, composição florística e regeneração: análise de cinco estados de sucessão secundária. *Candollea*, 1990, 45: 81-124.

Paiva RVE, Ribeiro JHC, Carvalho FA. Estrutura, diversidade e heterogeneidade do estrato regenerante em um fragment florestal urbano após 10 anos de sucessão florestal. *Floresta*. 2015; 45 (3): 535-544.

Pinto AVF, Silva MAM, Leite AVL, Nascimento LM, Lins e Silva ACB, Wheel MJN. Floristic and structure of the arboreal community of a regeneration fragment of Atlantic Forest, Igarassu, Pernambuco, Brazil. *Revista Agroambiental*. 2018;12(2):145-155.

Pinto JRR, Oliveira-Filho AT, Hay JDV. Influence of soil and topography on the composition of a tree community in Central Brazilian valley forest. *Edinburgh Journal of Botany*. 2005;61(1):69-90.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. (acesso: 20 de setembro de 2018). 2018

Rasingam L, Parthasarathy N. Diversity of understory plants in undisturbed and disturbed tropical lowland forests of Little Andaman Island, India. *Biodiversity and Conservation*, 2009; 18:1045–1065. Doi:[10.1007/s10531-008-9496-z](https://doi.org/10.1007/s10531-008-9496-z).

Rech CCC, Silva AC da, Higuchi P, Schimalski MB, Pscheidt F, Schmidt, AB, Ansolin, RD, Bento MA, Missio F de F., Loebens R. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*. 2015; 22: 194-203.doi: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.083414>

Réjou-méchain M, Flores O, Péliissier R, Fayolle A. Tropical tree assembly depends on the interactions between successional and soil filtering processes. *Global Ecology and Biogeography*. 2014; 83(23): 1440–1449. doi: 10.1111/geb.12222.

Resende AV, Kondo MK. Leguminosas e recuperação de áreas degradadas. *Informe Agropecuário*. 2001, 22 (210): 46-56.

Ronchi DL, Iza OB. Indução da regeneração natural de uma área degradada através de técnicas nucleadoras. *Revista Científica Da Faculdade De Educação E Meio Ambiente*. 2013; 4(1), 1-17. doi: <https://doi.org/10.31072/rcef.v4i1.152>

Saldarriaga JG, West DC, Tharp. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, London, 1988; 76: 938 - 958.

Santos JNB, Medeiros RLS de, Santos TED, Barros AP, Oliveira, EJBL de, Fernandes FA da S, et al. Diversity and Structure of Adult and Regenerating Arbor Component in Forest 'Submontana', Paraíba-Brazil. *Journal of Experimental Agriculture International*. 2018; 25(5): 1-14. doi: <https://doi.org/10.9734/JEAI/2018/42854>.

Sartori RA, Carvalho DA, Berg VDE, Marques JJGSM, Santos RM. Variações florísticas e estruturais do component arbóreo de uma floresta estacional semidecidual Montana em Socorro, SP. *Rodriguésia*. 2015; 66 (1): 33-49.

Shepherd GJ. Fitopac 2.1. Campinas: UNICAMP, 2010.

Silva Júnior WM, Martins SV, Silva AF, Marco Júnior P. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Scientia Forestalis*. 2004; (66): 169-179.

Silva K de A, Martins SV, Lopes AT, Miranda Neto A, Balestrin D. A regeneração natural como indicador da restauração ecológica de uma área minerada de bauxita. MG. *BIOTA*. 2018; 10: 4-17.

Silva KA, Martins SV, Miranda Neto A, Campos WH. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. *Revista Árvore*. 2015; 39 (5): 811-820.

Silva NRS, Martins SV, Meira Neto JAA, Souza AL de. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 2004; 28, 397-405. doi:<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000300011>

Silva WC, Marangon LC, Ferreira RLC, Feliciano ALP, Costa Júnior RF. Study of the natural regeneration of tree species in fragments of Ombrophilous Dense Forest, Mata das Galinhas, in the Municipality of Catende, Zona Sul Mata de Pernambuco. *Forest Science*. 2007;17(4):321-331.

Sobral M C, Proença M, Souza F, Mazine EL. Myrtaceae. In Forzza RC et al. eds. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil*. Rio de Janeiro, Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro; 2010. v2. p. 1301-1329.

Sousa Júnior GA. Zoneamento da faixa tampão do reservatório da UHECamargos e avaliação de sua regeneração natural. 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

Souto MAG, Boeger MRT. Structure and composition of the regeneration stratum and associated vegetation of different successional stages in Eastern Paraná. *Forest Science*. 2011;21(3):393-406. doi:<http://dx.doi.org/10.5902/198050983798>

Souza LA de, Sobreira FG, Prado Filho JF do. Cartografia e diagnóstico geoambiental aplicados ao ordenamento territorial do município de Mariana – MG. *Rev. Bras. Cart*. 2005, 57: 189-203.

Strahler AN. The Koppen climate classification system. In: (Ed.). Physical geography. 2nd ed. New York: John Willey. 1963. p.185-188.

Tabarelli M, Montovani WA. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*. 1999, 59(2):239-250.

The Plant List. <http://www.theplantlist.org/> (Accessado: 20 Agosto May 2018)

Turchetto F, Araujo MM, Callegaro RM, Griebeler AM, Mezzomo JC, Berghetti ALP et al. Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. *Biodiversity and Conservation*. 2017; 26(6): 1463-1480. doi: 10.1007/s10531-017-1310-3

Van Der Pijl L. Principles of dispersal in higher plants. 3a. ed. Berlin e NewYork: Springer-Verlag, 1982.

Veloso H. (Org.), Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1992. 93 p

Viana AC, Jardim FCS. Natural regeneration dynamics of *Couratati guianensis* in a tropical forest selectively logged in Moju, state of Para, Brazil. *Journal of Agricultural Sciences*. 2013;56(2):112-119. doi: <http://dx.doi.org/10.4322/rca.2013.018>

Villa PM, Martins SV, Rodrigues AC, Safar NVH, Bonilla MAC, Ali A. Testing species abundance distribution models in tropical forest successions: Implications for fine-scale passive restoration. *Ecological Engineering*. 2019; 135: 28-35, 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.05.015>.

Whitmore T. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*. 1989; 70(3): 536- 538.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo refletiu a resiliência diferenciada dos ambientes atingidos pelo rejeito, demonstrando que essas áreas estão evoluindo do ponto de vista sucessional e ambiental, sendo determinante para esses resultados o estágio sucessional e a proximidade com um fragmento florestal preservado.

A presença de florestas nativas no entorno das áreas com rejeito tende a favorecer o enriquecimento natural do banco de sementes e de plântulas com espécies arbustivo-arbóreas e outras formas de vida. Prova disto é que ambas as áreas em processo de restauração apresentaram indicativos de interações com a fauna local, através da presença de espécies zoocóricas, o que colabora para o fluxo gênico, dispersão e variabilidade genética das populações de plantas e animais nestes ambientes.

Neste sentido, em RNR, adjacente à floresta nativa, o aumento da diversidade tende a ocorrer naturalmente, e, com o avanço do processo sucessional, a incorporação de matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes tende a se tornar cada vez mais eficientes, contribuindo para transformação o rejeito em um Tecno solo mais estruturado e fértil, restaurando os processos ecológicos nesta área. Porém, em PMR, mais distante da floresta nativa e sendo um ambiente invadido pela braquiária (*Urochloa decumbens*) e outras gramíneas exóticas, há necessidade de intervenções para enriquecimento em densidade e diversidade.

Constata-se que o monitoramento contínuo, através da aplicação de bioindicadores, destas e de outras áreas em processo de restauração é fundamental para garantir a sustentabilidade destes ecossistemas. Através deste monitoramento é possível identificar áreas prioritárias para o desenvolvimento e estabelecimento de técnicas de restauração que objetivem o enriquecimento em diversidade, controle de espécies invasoras e identificação de agentes de degradação.

Sendo assim, para as áreas mais distantes dos fragmentos florestais conservados, semelhantes à PMR, é recomendado conjugar a regeneração natural com o plantio de mudas e semeadura direta, utilizando espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias e com dispersão zoocórica, atrativas à fauna, para que auxiliem na disseminação de propágulos entre os fragmentos florestais do entorno e, conseqüentemente, aumente o fluxo gênico nestas áreas, acelerando assim o processo de restauração ecológica em nível de paisagem.

O reflorestamento com espécies arbóreas nativas regionais, que já vem sendo realizado em PMR, deve ser mantido, mas direcionado principalmente para as áreas com baixo potencial de regeneração natural, onde o banco de sementes é muito pobre em espécies e de baixa densidade, devido ao isolamento de remanescentes florestais ou a degradação do solo.

Já em áreas inseridas em uma paisagem com matriz florestal, sugere-se a condução da regeneração natural.

Por fim, pode-se concluir que estudos como estes tornam-se um instrumento importante para embasar a tomada de decisão a respeito da escolha de técnicas de restauração florestal. Além de possibilitar inferir sobre em que circunstâncias, a restauração passiva pode ser realizada em áreas impactadas pela deposição de rejeitos na região ou, de forma mais ampla, áreas que apresentem distúrbios semelhantes.

Dessa forma, pode-se considerar a serapilheira acumulada, o banco de sementes e a regeneração natural bons indicadores para avaliação da restauração florestal passiva e ativa em áreas similares a Área Ambiental 1 e em outras áreas em restauração na bacia do Rio Doce.

APÊNDICES

APÊNDICE A – CAPÍTULO 1

Tabela 1: Florística e fitossociologia das espécies do banco de sementes do solo do ambiente de Plantio de Mudanças sobre rejeito (PMR), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	NI	DR(%)	FR (%)	O	FV	CS	SD
Asteraceae	894						
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	1	0.02	0.23	N	H	P	Zoo
<i>Ageratum conyzoides</i> (L.) L.	558	10.23	3.75	N	H	P	Zoo
Asteraceae 3	4	0.07	0.7	Nc	H	Nc	Nc
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	2	0.04	0.47	N	H	P	Ane
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	41	0.75	2.34	E	H	P	Ane
<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	3	0.05	0.7	N	H	P	Ane
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	6	0.11	0.23	N	H	Nc	Ane
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	2	0.04	0.47	N	H	P	Ane
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	3	0.05	0.7	N	H	P	Ane
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	6	0.11	1.41	N	H	P	Ane
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	58	1.06	3.28	N	H	P	Ane
<i>Eupatorium</i> sp.	8	0.15	0.94	N	H	P	Ane
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd.	7	0.13	1.17	N	H	Si	Ane
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	6	0.11	1.41	N	H	Si	Ane
<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	62	1.14	4.22	N	H	Si	Ane
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	2	0.04	0.23	N	T	Nc	Ane
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	1	0.02	0.23	N	T	Nc	Ane
<i>Pluchea sagittalis</i> Less.	118	2.16	5.15	N	H	P	Ane
<i>Sonchus oleraceus</i> (L.) L.	4	0.07	0.94	N	H	P	Ane
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	2	0.04	0.47	N	A	P	Ane
Begoniaceae	2						
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	2	0.04	0.23	N	H	P	Ane
Brassicaceae	76						
<i>Lepidium virginicum</i> L.	76	1.39	4.92	E	H	P	Ane
Commelinaceae	4						
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	2	0.04	0.23	N	H	P	Auto
<i>Commelina</i> sp.	2	0.04	0.47	N	H	P	Auto
Convolvulaceae	6						
<i>Ipomoea grandifolia</i> (Dammer) O'Donell	6	0.11	1.17	N	T	P	Ane
Cyperaceae	529						
<i>Cyperus distans</i> L.f.	1	0.02	0.23	N	H	P	Ane
<i>Cyperus</i> sp.	5	0.09	1.17	N	H	P	Ane
<i>Cyperus difformis</i> L.	125	2.29	2.34	N	H	P	Ane
<i>Cyperus rotundus</i> L.	326	5.98	4.45	N	H	P	Ane
<i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. & Schult.	3	0.05	0.7	N	H	P	Auto
<i>Hypolytrum pungens</i> (Vahl) Kunth	69	1.26	1.64	N	H	P	Ane

Continua...

Euphorbiaceae	34						
<i>Chamaesyce prostrata</i> (Aiton)							
Small	27	0.49	0.7	N	H	P	Nc
<i>Croton glandulosus</i> L.	5	0.09	0.47	N	H	P	Zoo
Euphorbiaceae 1	2	0.04	0.47	Nc	Nc	Nc	Nc
Fabaceae	92						
<i>Glycine Wightii</i> (Graham ex Wight & Arn.) Verdc.	92	1.69	5.85	E	H	Nc	Nc
Lamiaceae	38						
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	27	0.49	1.87	N	H	P	Zoo
<i>Peltodon radicans</i> Pohl.	11	0.2	0.7	N	H	Nc	Epi
Linderniaceae	84						
<i>Micranthemum umbrosum</i> (J.F.Gmel.) S.F.Blake	84	1.54	0.7	N	H	Nc	Hidro
Malvaceae	15						
<i>Sida rhombifolia</i> L.	12	0.22	0.7	N	H	P	Ane
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	3	0.05	0.23	N	B	P	Epi
Melastomataceae	3						
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	2	0.04	0.23	N	B	P	Zoo
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	1	0.02	0.23	N	A	P	Zoo
Oxalidaceae	10						
<i>Oxalis corniculata</i> L.	10	0.18	0.23	E	H	Nc	Ane
Phyllanthaceae	32						
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	10	0.18	1.87	N	B	Nc	Ane
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	22	0.4	2.11	N	H	Si	Auto
Plantaginaceae	806						
<i>Scoparia dulcis</i> L.	805	14.76	5.85	N	H	P	Ane
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	1	0.02	0.23	N	H	Nc	Auto
Poaceae	2366						
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	16	0.29	0.94	E	H	P	Auto
<i>Cynodon sp.</i>	5	0.09	0.23	E	H	P	Auto
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	477	8.74	3.98	N	H	P	Ane
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	1581	28.98	6.32	N	H	P	Ane
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	261	4.78	3.04	E	H	P	Ane
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	1	0.02	0.23	N	H	P	Auto
<i>Merostachys sp.</i>	7	0.13	0.47	N	H	Si	Ane
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	9	0.16	0.94	E	H	P	Ane
<i>Paspalum paniculatum</i> L.	2	0.04	0.47	E	H	P	Ane
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) RDWebster	7	0.13	0.94	E	H	P	Ane
Polygalaceae	8						
<i>Polygala paniculata</i> L.	8	0.15	1.17	N	H	P	Auto
Rosaceae	1						
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	1	0.02	0.23	N	B	St	Zoo
Rubiaceae	11						
<i>Richardia basiliensis</i> Gomes.	3	0.05	0.47	N	H	P	Auto
<i>Spermacoce capitata</i> Ruiz & Pav.	4	0.07	0.7	N	H	Si	Auto
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	4	0.07	0.47	N	H	Si	Auto
Solanaceae	90						

Continua...

<i>Physalis</i> sp.	1	0.02	0.23	N	H	P	Zoo
<i>Solanum americanum</i> Mill.	89	1.63	3.28	N	H	P	Zoo
Urticaceae	323						
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	323	5.92	3.75	N	H	P	Ane
Onagraceae	31						
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	31	0.57	3.04	N	B	P	Ane
TOTAL	5455						

NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; O: Origem (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Caracterizada); FV: Forma de vida (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Caracterizada); CS: Categoria sucessional (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Caracterizada); SD: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Caracterizada)

Tabela 2: Florística e fitossociologia das espécies do banco de sementes do solo do ambiente de Regeneração natural sobre rejeito (RNR), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	NI	DR(%)	FR(%)	O	FV	CS	SD
Amaranthaceae	64						
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	35	0.3	0.52	N	H	P	Ane
Amaranthaceae 1	25	0.21	0.52	NC	H	Nc	Nc
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	4	0.03	0.78	N	H	Nc	Auto
Apocynaceae	6						
<i>Asclepias curassavica</i> L.	6	0.05	0.26	N	H	P	Ane
Asteraceae	1463						
<i>Ageratum conyzoides</i> (L.) L.	728	6.19	2.09	N	H	P	Zoo
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	12	0.1	1.31	N	B	P	Ane
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	2	0.02	0.52	N	H	P	Ane
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	154	1.31	3.92	E	H	P	Ane
<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	1	0.01	0.26	N	H	P	Ane
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	25	0.21	2.35	N	H	P	Ane
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	53	0.45	4.18	N	H	P	Ane
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	69	0.59	4.44	N	H	P	Ane
<i>Eupatorium</i> sp.	88	0.75	3.66	N	H	P	Ane
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd.	1	0.01	0.26	N	H	Si	Ane
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	14	0.12	2.09	N	H	Si	Ane
<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	90	0.76	4.18	N	H	Si	Ane
<i>Pluchea sagittalis</i> Less.	222	1.89	5.74	N	H	P	Ane
<i>Sonchus oleraceus</i> (L.) L.	4	0.03	0.26	N	H	P	Ane
Begoniaceae	29						
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	29	0.25	0.52	N	H	P	Ane
Brassicaceae	139						

Continua...

<i>Lepidium virginicum</i> L.	139	1.18	3.66	E	H	P	Ane
Commelinaceae	10						
<i>Commelina benghalensis</i> L.	3	0.03	0.26	N	H	P	Auto
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	6	0.05	0.78	N	H	P	Auto
<i>Commelina</i> sp.	1	0.01	0.26	N	H	P	Auto
Convolvulaceae	2						
<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	1	0.01	0.26	N	T	P	Ane
<i>Ipomoea triloba</i> L.	1	0.01	0.26	N	T	P	Ane
Cyperaceae	5232						
<i>Cyperus distans</i> L.f.	2	0.02	0.52	N	H	P	Ane
<i>Cyperus</i> sp.	369	3.14	1.83	N	H	P	Ane
<i>Cyperus difformis</i> L.	568	4.83	1.57	N	H	P	Ane
<i>Cyperus rotundus</i> L.	4143	35.21	7.05	N	H	P	Ane
<i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. & Schult.	3	0.03	0.78	N	H	P	Auto
<i>Hypolytrum pungens</i> (Vahl) Kunth	147	1.25	4.44	N	H	P	Ane
Euphorbiaceae	5						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	4	0.03	1.04	N	A	Si	Zoo
<i>Croton glandulosus</i> L.	1	0.01	0.26	N	H	P	Zoo
Fabaceae	31						
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	4	0.03	1.04	N	H	P	Zoo
<i>Glycine Wightii</i> (Graham ex Wight & Arn.) Verdc.	24	0.2	2.09	E	H	Nc	Nc
<i>Mimosa</i> sp.	3	0.03	0.52	E	B	P	Auto
Lamiaceae	95						
<i>Hyptis</i> sp.	26	0.22	0.26	N	H	P	Zoo
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	69	0.59	2.87	N	H	P	Zoo
Malvaceae	10						
<i>Sida rhombifolia</i> L.	10	0.08	0.78	N	H	P	Ane
Melastomataceae	5						
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	2	0.02	0.26	N	B	P	Zoo
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	3	0.03	0.78	N	A	P	Zoo
Onagraceae	27						
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	27	0.23	2.09	N	B	P	Ane
Oxalidaceae	6						
<i>Oxalis corniculata</i> L.	6	0.05	0.26	E	H	Nc	Ane
Piperaceae	1						
<i>Piper umbellatum</i> L.	1	0.01	0.26	N	H	P	Zoo
Plantaginaceae	3515						
<i>Scoparia dulcis</i> L.	3515	29.88	4.96	N	H	P	Ane
Poaceae	944						
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	66	0.56	2.61	N	H	P	Ane

Continua...

<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	1	0.01	0.26	N	H	P	Ane
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	681	5.79	4.7	N	H	P	Ane
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	4	0.03	0.78	E	H	P	Ane
<i>Paspalum paniculatum</i> L.	55	0.47	0.52	E	H	P	Ane
<i>Paspalum</i> sp.	2	0.02	0.52	E	H	P	Ane
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	69	0.59	0.78	E	H	P	Ane
<i>Urochloa</i> sp.	3	0.03	0.26	E	H	P	Ane
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) RDWebster	63	0.54	1.31	E	H	P	Ane
Rubiaceae	63						
<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	1	0.01	0.26	N	B	St	Zoo
<i>Richardia basiliensis</i> Gomes.	3	0.03	0.26	N	H	P	Zoo
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	59	0.5	1.83	N	H	Si	Auto
Solanaceae	116						
<i>Solanum paniculatum</i> L.	24	0.2	3.66	N	B	P	Zoo
<i>Solanum</i> sp.	24	0.2	0.26	N	B	Nc	Zoo
<i>Solanum americanum</i> Mill.	68	0.58	4.44	N	H	P	Zoo
Urticaceae	1						
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	1	0.01	0.26	N	H	P	Ane
Phyllanthaceae	1						
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	1	0.01	0.26	N	H	Si	Auto
TOTAL	11.765						

NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; O: Origem (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Caracterizada); FV: Forma de vida (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Caracterizada); CS: Categoria sucessional (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Caracterizada); SD: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Caracterizada)

Tabela 3: Florística e fitossociologia das espécies do banco de sementes do solo da floresta nativa (FN), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Família/Espécie	NI	DR(%)	FR(%)	O	FV	CS	SD
Apocynaceae	2						
<i>Asclepias curassavica</i> L.	2	0.05	0.16	N	H	P	Ane
Aristolochiaceae	4						
<i>Aristolochia labiata</i> Willd.	4	0.1	0.63	N	H	P	Ane
Asteraceae	577						
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	37	0.95	3.15	N	H	P	Zoo
Asteraceae 1	2	0.05	0.32	Nc	H	Nc	Nc
Asteraceae 2	5	0.13	0.79	Nc	H	Nc	Nc
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	3	0.08	0.32	N	H	P	Ane

Continua...

<i>Blainvillea biaristata</i> DC.	17	0.44	1.42	N	H	P	Zoo
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	6	0.15	0.79	E	H	P	Ane
<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	2	0.05	0.16	N	H	P	Ane
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	1	0.03	0.16	N	H	P	Ane
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	6	0.15	0.95	N	H	P	Ane
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	4	0.1	0.47	N	H	P	Ane
<i>Eupatorium</i> sp.	2	0.05	0.32	N	H	P	Ane
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	2	0.05	0.32	E	H	P	Ane
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd.	1	0.03	0.16	N	H	Si	Ane
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	3	0.08	0.47	N	H	Si	Ane
<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	3	0.08	0.47	N	H	Si	Ane
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	2	0.05	0.32	N	T	Nc	Ane
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	325	8.39	4.57	N	T	Nc	Ane
<i>Mikania</i> sp.	45	1.16	3.15	N	T	Nc	Ane
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	72	1.86	3	N	A	P	Ane
<i>Pluchea sagittalis</i> Less.	7	0.18	0.79	N	H	P	Ane
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	21	0.54	1.42	E	H	Si	Zoo
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	11	0.28	0.16	N	A	P	Ane
Begoniaceae	1						
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	1	0.03	0.16	N	H	P	Ane
Bignoniaceae	2						
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	0.03	0.16	N	A	Si	Zoo
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	1	0.03	0.16	N	T	Nc	Ane
Boraginaceae	1						
<i>Tournefortia paniculata</i> Cham.	1	0.03	0.16	N	B	Nc	Zoo
Brassicaceae	4						
<i>Lepidium virginicum</i> L.	4	0.1	0.63	E	H	P	Ane
Cannabaceae	25						
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	25	0.65	1.89	N	A	P	Zoo
Commelinaceae	822						
<i>Commelina benghalensis</i> L.	294	7.59	4.57	N	H	P	Auto
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	528	13.63	4.57	N	H	P	Auto
Convolvulaceae	19						
<i>Ipomoea grandifolia</i> (Dammer) O'Donell	9	0.23	1.1	N	T	P	Ane
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	1	0.03	0.16	N	T	P	Ane
<i>Ipomoea triloba</i> L.	8	0.21	0.95	N	T	P	Ane
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb	1	0.03	0.16	N	T	Nc	Zoo
Cyperaceae	54						
<i>Cyperus distans</i> L.f.	1	0.03	0.16	N	H	P	Ane
<i>Cyperus</i> sp.	1	0.03	0.16	N	H	P	Ane

Continua...

<i>Cyperus difformis</i> L.	13	0.34	0.47	N	H	P	Ane
<i>Cyperus rotundus</i> L.	5	0.13	0.16	N	H	P	Ane
<i>Hypolytrum pungens</i> (Vahl) Kunth	34	0.88	2.21	N	H	P	Ane
Euphorbiaceae	6						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	1	0.03	0.16	N	A	Si	Zoo
<i>Aparisthmium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	1	0.03	0.16	N	A	Si	Zoo
<i>Croton urucurana</i> Baill.	3	0.08	0.32	N	A	P	Zoo
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	0.03	0.16	N	A	Si	Auto
Fabaceae	12						
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	1	0.03	0.16	N	H	P	Auto
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	1	0.03	0.16	N	H	P	Zoo
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	3	0.08	0.47	N	H	P	Zoo
<i>Mimosa pigra</i> L.	1	0.03	0.16	E	B	P	Auto
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	6	0.15	0.47	N	A	Si	Ane
Indeterminada I	8						
Indeterminada 1	8	0.21	0.79	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada II	3						
Indeterminada 2	3	0.08	0.47	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada III	2						
Indeterminada 3	2	0.05	0.32	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada IV	2						
Indeterminada 4	2	0.05	0.16	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada V	3						
Indeterminada 5	3	0.08	0.32	Nc	Nc	Nc	Nc
Lamiaceae	2						
<i>Peltodon radicans</i> Pohl.	2	0.05	0.32	N	H	Nc	Epi
Linderniaceae	100						
<i>Micranthemum umbrosum</i> (J.F.Gmel.) S.F.Blake	100	2.58	0.32	N	H	Nc	Hidro
Malpighiaceae	5						
<i>Byrsonima</i> sp.	3	0.08	0.47	N	A	Si	Zoo
Malpighiaceae 1	2	0.05	0.32	Nc	Nc	Nc	Nc
Malvaceae	103						
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	66	1.7	3.63	N	A	St	Zoo
<i>Sida rhombifolia</i> L.	10	0.26	0.79	N	H	P	Ane
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	27	0.7	2.21	N	B	P	Epi
Melastomataceae	900						
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	803	20.72	4.73	N	B	P	Zoo
<i>Miconia</i> sp.	4	0.1	0.47	N	A	P	Zoo
<i>Miconia cibnamomifolia</i> (DC.) Naudin	86	2.22	3.94	N	A	P	Zoo
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	7	0.18	0.79	N	A	P	Zoo
Onagraceae	9						

Continua...

<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.)							
H. Hara	9	0.23	0.63	N	B	P	Ane
Piperaceae	13						
<i>Piper umbellatum</i> L.	13	0.34	1.58	N	H	P	Zoo
Plantaginaceae	184						
<i>Scoparia dulcis</i> L.	184	4.75	2.37	N	H	P	Ane
Poaceae	563						
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	12	0.31	0.47	N	H	P	Ane
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	36	0.93	0.32	E	H	P	Ane
<i>Merostachys</i> sp.	26	0.67	1.26	N	H	Si	Auto
<i>Paspalum</i> sp.	51	1.32	2.52	E	H	P	Ane
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	1	0.03	0.16	E	H	P	Ane
<i>Urochloa</i> sp.	4	0.1	0.32	E	H	P	Ane
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) RDWebster	433	11.17	4.73	E	H	P	Ane
Primulaceae	1						
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult	1	0.03	0.16	N	A	Si	Zoo
Rosaceae	25						
<i>Prunus reflexa</i> (Gardner) Walp.	2	0.05	0.32	N	A	St	Zoo
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	23	0.59	2.52	N	B	St	Zoo
Rubiaceae	263						
<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	14	0.36	0.95	N	B	St	Zoo
<i>Richardia basiliensis</i> Gomes.	8	0.21	0.47	N	H	P	Zoo
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	241	6.22	4.1	N	H	Si	Auto
Salicaceae	7						
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	7	0.18	0.79	N	A	Si	Zoo
Siparunaceae	10						
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	10	0.26	1.42	N	A	St	Zoo
Solanaceae	26						
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	24	0.62	2.21	N	A	P	Zoo
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	1	0.03	0.16	N	B	Nc	Zoo
<i>Solanum americanum</i> Mill.	1	0.03	0.16	N	H	P	Zoo
Urticaceae	116						
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	20	0.52	1.74	N	A	P	Zoo
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	33	0.85	2.84	N	A	P	Zoo
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	40	1.03	2.52	N	A	P	Zoo
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	23	0.59	0.63	N	H	P	Ane
Oxalidaceae	1						
<i>Oxalis corniculata</i> L.	1	0.03	0.16	E	H	Nc	Ane
TOTAL	3875						

NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; O: Origem (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Caracterizada); FV: Forma de vida (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Caracterizada); CS: Categoria sucessional (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Caracterizada); SD: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Caracterizada)

Tabela 4. Categorias ecológicas por espécies em valores percentuais dos bancos de sementes dos ambientes: Plantio de mudas sobre rejeito (PMR), Regeneração natural sobre rejeito (RNR) e Floresta nativa (FN).

	PMR	RNR	FN
Origem (%)			
E	15.15	17.74	11.96
N	81.82	80.65	79.35
Nc	3.03	1.61	8.70
Forma de vida (%)			
A	3.03	3.23	23.91
B	7.58	11.29	8.70
H	83.33	82.26	52.17
T	4.55	3.23	8.70
Nc	1.52	0.00	6.52
Categoria sucessional (%)			
P	71.21	80.65	59.78
Si	10.61	9.68	15.22
St	1.52	1.61	5.43
Nc	16.67	8.06	19.57
Síndrome de dispersão (%)			
Ane	56.06	61.29	45.65
Auto	18.18	12.90	7.61
Epi	3.03	0.00	2.17
Hidro	1.52	0.00	1.09
Zoo	15.15	22.58	34.78
Nc	6.06	3.23	8.70

E: exótica, N: Nativa, Nc: Não caracterizada, A: Árvore, B: Arbusto, H: Herbácea, T: Trepadeira P: Pioneira, Si: Secundária inicial, St: Secundária tardia, Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica,

Tabela 5. Lista de espécies do banco de sementes do solo (com abreviações)

Nº	Espécies	Abreviações
1	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	Acan_aus
2	<i>Ageratum conyzoides</i> (L.) L.	Age_cony
3	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Alch_gla
4	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Alter_te
5	Amaranthaceae 1	Amar_sp1
6	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	Amar_ret
7	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	Apar_cor
8	<i>Aristolochia labiata</i> Willd.	Arist_la
9	<i>Asclepias curassavica</i> L.	Ascl_cur
10	Asteraceae 1	Aster_sp1

Continua...

11	Asteraceae 2	Aster_sp2
12	Asteraceae 3	Aster_sp3
13	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Bac_trim
14	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	Bacch_dr
15	<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Bego_cuc
16	<i>Blainvillea biaristata</i> DC.	Blain_bi
17	<i>Byrsonima</i> sp.	Byrs_sp
18	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Case_dec
19	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Cecro_gl
20	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Cecro_ho
21	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Cecro_sp
22	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Chama_ni
23	<i>Chamaesyce prostrata</i> (Aiton) Small	Cham_pro
24	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Clide_hi
25	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Comm_ben
26	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	Comm_dif
27	<i>Commelina</i> sp.	Comm_sp
28	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Cony_can
29	<i>Croton glandulosus</i> L.	Crot_gla
30	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Crot_uru
31	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Cyno_dac
32	<i>Cynodon</i> sp.	Cyno_sp
33	<i>Cyperus distans</i> L.f.	Cype_dis
34	<i>Cyperus</i> sp.	Cype_sp
35	<i>Cyperus difformis</i> L.	Cype_dis
36	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyp_rot
37	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Desm_ads
38	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Des_bar
39	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Digit_ho
40	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	Digi_ins
41	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Digi_san
42	<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	Eclip_al
43	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Eclip_pr
44	<i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. & Schult.	Eleoc_el
45	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Eleus_in
46	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Emil_fos
47	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	Emi_son
48	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Erech_hi
49	<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Erech_va
50	<i>Eupatorium</i> sp.	Eupat_sp
51	Euphorbiaceae 1	Euphorb_
52	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Gali_par
53	<i>Glycine Wightii</i> (Graham ex Wight & Arn.) Verdc.	Glyc_Wig
54	<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd.	Gnap_pen
55	<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Gnap_pur
56	<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	Gnap_spi
57	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Hand_chr

Continua...

58	<i>Hypolytrum pungens</i> (Vahl) Kunth	Hypol_pu
59	<i>Hyptis</i> sp.	Hyptis_sp
60	<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Hyp_suav
61	Indeterminada 1	Indet_sp1
62	Indeterminada 2	Indet_sp2
63	Indeterminada 3	Indet_sp3
64	Indeterminada 4	Indet_sp4
65	Indeterminada 5	Indet_sp5
66	<i>Ipomoea grandifolia</i> (Dammer) O'Donnell	Ipom_gra
67	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	Ipom_hed
68	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	Ipom_pur
69	<i>Ipomoea triloba</i> L.	Ipom_tri
70	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	Leer_hex
71	<i>Lepidium virginicum</i> L.	Lepi_vir
72	<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	Ludw_tom
73	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Lueh_gra
74	Malpighiaceae 1	Malph_sp1
75	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Mapr_gui
76	<i>Merostachys</i> sp.	Meros_sp
77	<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb	Merr_aeg
78	<i>Miconia</i> sp.	Mico_sp
79	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Mico_cin
80	<i>Micranthemum umbrosum</i> (J.F.Gmel.) S.F.Blake	Micra_um
81	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Mik_cord
82	<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	Mika_hir
83	<i>Mikania</i> sp.	Mika_sp
84	<i>Mimosa pigra</i> L.	Mimo_pig
85	<i>Mimosa</i> sp.	Mimo_sp
86	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult	Myrs_cor
87	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxal_cor
88	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Pani_max
89	<i>Paspalum paniculatum</i> L.	Pasp_pan
90	<i>Paspalum</i> sp.	Pasp_sp
91	<i>Peltodon radicans</i> Pohl.	Pelto_ra
92	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Phyll_ni
93	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Phyll_te
94	<i>Physalis</i> sp.	Phys_sp
95	<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Pilea_mi
96	<i>Piper umbellatum</i> L.	Piper_um
97	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Piptoc_m
98	<i>Pluchea sagittalis</i> Less.	Pluc_sag
99	<i>Polygala paniculata</i> L.	Poly_pan
100	<i>Prunus reflexa</i> (Gardner) Walp.	Prun_ref
101	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	Pseud_co
102	<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	Psyc_ses
103	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Pyros_ve
104	<i>Richardia basiliensis</i> Gomes.	Rich_bas

Continua...

105	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	Rub_rosi
106	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Scop_dul
107	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Sida_rho
108	<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	Sieg_ori
109	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Sipa_gui
110	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Sola_mau
111	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Sola_pan
112	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Sola_sis
113	<i>Solanum</i> sp.	Solan_sp
114	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solan_am
115	<i>Sonchus oleraceus</i> (L.) L.	Sonch_ol
116	<i>Spermacoce capitata</i> Ruiz & Pav.	Sperm_ca
117	<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	Sperm_la
118	<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	Stem_ver
119	<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Tibou_gr
120	<i>Tournefortia paniculata</i> Cham.	Tourn_pa
121	<i>Trema micranta</i> (L.) Blume	Trem_mic
122	<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	Triu_sem
123	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	Uroc_dec
124	<i>Urochloa</i> sp.	Uroc_sp
125	<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) RDWebster	Uroc_pla
126	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Vern_ph

APÊNDICE B – CAPÍTULO 3

Tabela 2. Florística e fitossociologia das espécies da regeneração natural do ambiente de Plantio de mudas sobre rejeito (PMR), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Família	Espécie	NI	DR(%)	FR(%)	DO (%)	IVI(%)	O	FV	CS	SD	P	R
Asteraceae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob	23	56.10	40.00	39.47	45.19	N	B	P	Ane		x
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd	3	7.32	10.00	16.33	11.21	N	A	P	Zoo		x
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	4	9.76	13.33	7.99	10.36	N	A	P	Zoo		x
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	3	7.32	10.00	3.73	7.01	N	A	P	Auto		x
Ind1	Indeterminada 1	1	2.44	3.33	14.24	6.67	E	A	Nc	NC		x
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	2	4.88	6.67	5.74	5.76	N	A	Si	Ane		x
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1	2.44	3.33	8.18	4.65	N	B	P	Ane		x
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	2	4.88	6.67	2.33	4.62	N	A	Nc	Ane		x
Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i> L.	1	2.44	3.33	1.46	2.41	N	B	P	Ane		x
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	1	2.44	3.33	0.55	2.11	N	A	Nc	Zoo		x
Total		41	100.00	100.00	100.00	100.00						

NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; DO: Dominância Relativa; IVI: Índice de Valor de Importância; O: Origem (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Caracterizada); FV: Forma de vida (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Caracterizada); CS: Categoria sucessional (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Caracterizada); SD: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Caracterizada); P: Plantio de Mudas; R: Regeneração Natural.

Tabela 3. Florística e fitossociologia das espécies da regeneração natural do ambiente de regeneração natural sobre rejeito (RNR), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Família	Espécie	NI	DR(%)	FR(%)	DO (%)	IVI(%)	O	FV	CS	SD
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	18	15.65	10.23	49.38	25.09	N	A	P	Zoo
Asteraceae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob	14	12.17	12.50	14.41	13.03	N	B	P	Ane
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	2	1.74	2.27	7.90	3.97	N	A	P	Zoo
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	2	1.74	2.27	7.47	3.83	N	A	Si	Zoo
Asteraceae	<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H.Rob.	4	3.48	4.55	0.92	2.98	N	A	P	Ane
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	4	3.48	3.41	1.75	2.88	N	A	P	Auto
Myrtaceae	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	4	3.48	3.41	0.79	2.56	N	A	Si	Zoo
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	4	3.48	3.41	0.74	2.54	N	A	St	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	5	4.35	2.27	0.94	2.52	N	B	P	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.	4	3.48	3.41	0.48	2.45	N	B	P	Zoo
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	4	3.48	3.41	0.31	2.40	N	A	St	Zoo
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	4	3.48	3.41	0.17	2.35	N	A	St	Zoo
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	4	3.48	2.27	0.15	1.97	N	A	P	Zoo
Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	3	2.61	2.27	0.78	1.89	N	A	P	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	3	2.61	2.27	0.74	1.87	N	B	P	Ane
Piperaceae	<i>Piper tuberculatum</i> Jacq	3	2.61	2.27	0.61	1.83	N	B	St	Zoo
Fabaceae	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	3	2.61	2.27	0.41	1.76	N	A	P	Ane
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	2	1.74	2.27	0.68	1.56	N	B	Si	Zoo
Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	2	1.74	2.27	0.54	1.52	N	A	P	Zoo
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	2	1.74	2.27	0.54	1.52	N	A	St	Zoo
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	2	1.74	2.27	0.44	1.49	N	A	St	Zoo
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	2	1.74	2.27	0.15	1.39	N	A	P	Zoo
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Benth.	2	1.74	2.27	0.07	1.36	N	A	Si	Ane
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	0.87	1.14	1.75	1.25	N	A	P	Auto
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp. 1	1	0.87	1.14	1.73	1.24	N	B	Nc	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	0.87	1.14	1.69	1.23	N	A	P	Zoo
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	1	0.87	1.14	1.38	1.13	N	A	St	Zoo

Continua...										
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1	0.87	1.14	0.83	0.95	N	A	P	Ane
Solanaceae	<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	1	0.87	1.14	0.59	0.87	N	A	P	Zoo
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	1	0.87	1.14	0.42	0.81	N	B	St	Zoo
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	1	0.87	1.14	0.38	0.79	NC	NC	Nc	NC
Rubiaceae	<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	1	0.87	1.14	0.24	0.75	N	B	St	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	1	0.87	1.14	0.17	0.73	N	A	Si	Auto
Myrtaceae	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	1	0.87	1.14	0.18	0.73	N	A	P	Zoo
Bignoniaceae	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	1	0.87	1.14	0.15	0.72	N	A	P	Ane
Fabaceae	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	1	0.87	1.14	0.03	0.68	N	A	Si	Auto
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0.87	1.14	0.04	0.68	N	A	P	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	1	0.87	1.14	0.04	0.68	N	B	P	Zoo
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum	1	0.87	1.14	0.01	0.67	N	A	Si	Ane
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	1	0.87	1.14	0.01	0.67	N	A	Si	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.2	1	0.87	1.14	0.01	0.67	N	B	Nc	Zoo
Total		115	100.00	100.00	100.00	100.00				

NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; DO: Dominância Relativa; IVI: Índice de Valor de Importância; O: Origem (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Caracterizada); FV: Forma de vida (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Caracterizada); CS: Categoria sucessional (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Caracterizada); SD: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Caracterizada)

Tabela 4. Florística e fitossociologia das espécies da regeneração natural do ambiente de Floresta Nativa (FN), Mariana, Minas Gerais, Brasil.

Família	Espécie	NI	DR(%)	FR(%)	DO (%)	IVI(%)	O	FV	CS	SD
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	67	19.42	10.24	17.42	15.70	N	A	St	Zoo
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	26	7.54	7.32	15.27	10.04	N	A	St	Zoo
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	37	10.72	7.80	2.17	6.90	N	A	Si	Zoo
Lacistemataceae	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	30	8.70	6.83	3.89	6.47	N	A	St	Zoo
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	27	7.83	7.80	3.06	6.23	N	A	Si	Zoo
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	11	3.19	3.90	6.25	4.45	N	A	Si	Ane
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	7	2.03	2.93	7.31	4.09	N	A	St	Zoo
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	5	1.45	1.95	5.02	2.81	N	A	St	Ane
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	3	0.87	1.46	4.58	2.30	N	A	P	Ane
Rubiaceae	<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	8	2.32	3.41	1.13	2.29	N	B	St	Zoo
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	5	1.45	1.46	3.43	2.11	N	A	Si	Zoo
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	8	2.32	2.93	0.26	1.84	N	B	St	Zoo
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	2	0.58	0.49	4.11	1.73	N	A	St	Zoo
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	3	0.87	1.46	2.77	1.70	N	A	Si	Zoo
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	10	2.90	0.98	0.94	1.60	N	A	Si	Zoo
Myrtaceae	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	6	1.74	2.93	0.11	1.59	N	A	Si	Zoo
Areacaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	2	0.58	0.49	3.29	1.45	N	P	Si	Zoo
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	5	1.45	1.95	0.35	1.25	N	A	St	Zoo
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart.) G.Don	3	0.87	1.46	1.33	1.22	N	A	St	Zoo
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq	4	1.16	1.46	1.02	1.22	N	A	St	Zoo
Ind2	Indeterminada 2	1	0.29	0.49	2.58	1.12	Nc	Nc	Nc	NC
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	4	1.16	1.95	0.15	1.09	N	A	St	Zoo
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud	4	1.16	1.95	0.09	1.07	N	A	P	Zoo
Clusiaceae	<i>Rheedia gardneriana</i> Planch. & Triana	4	1.16	1.46	0.48	1.03	N	A	P	Zoo

Continua...

Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	2	0.58	0.49	2.02	1.03	N	A	St	Zoo
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	4	1.16	1.46	0.35	0.99	N	A	St	Zoo
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	2	0.58	0.49	1.83	0.96	N	A	St	Zoo
Melastomataceae	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	3	0.87	1.46	0.10	0.81	N	A	P	Zoo
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	3	0.87	1.46	0.03	0.79	N	A	St	Zoo
Melastomataceae	<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	3	0.87	1.46	0.03	0.79	A	B	P	Zoo
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	1	0.29	0.49	1.47	0.75	N	A	P	Zoo
Piperaceae	<i>Ottonia</i> sp.	4	1.16	0.98	0.05	0.73	N	B	Nc	NC
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	0.58	0.98	0.60	0.72	N	A	P	Zoo
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> aubl.	4	1.16	0.49	0.48	0.71	N	A	St	Zoo
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	3	0.87	0.98	0.25	0.70	N	A	Si	Zoo
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P. Lewis & M.P. Lima	1	0.29	0.49	1.13	0.64	N	A	Si	Ane
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	3	0.87	0.98	0.06	0.63	N	A	St	Zoo
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	1	0.29	0.49	1.01	0.59	N	A	Si	Zoo
Fabaceae	<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	1	0.29	0.49	0.99	0.59	N	A	P	Ane
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	2	0.58	0.98	0.09	0.55	N	A	Si	Ane
Annonaceae	<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	2	0.58	0.98	0.02	0.53	N	A	St	Zoo
Sapindaceae	<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.	1	0.29	0.49	0.73	0.50	N	A	St	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	2	0.58	0.49	0.15	0.41	N	A	P	Auto
Ind1	Indeterminada1	1	0.29	0.49	0.42	0.40	Nc	Nc	Nc	NC
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	1	0.29	0.49	0.43	0.40	N	A	St	Zoo
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	2	0.58	0.49	0.09	0.39	N	A	Si	Zoo
Annonaceae	<i>Guatteria villosissima</i> A.St.-Hil	1	0.29	0.49	0.11	0.30	N	A	Si	Zoo
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	1	0.29	0.49	0.13	0.30	N	A	Si	Auto
Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	1	0.29	0.49	0.06	0.28	N	A	P	Zoo

										Continua...
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	1	0.29	0.49	0.07	0.28	N	A	St	Zoo
Myrtaceae	<i>Myrciaria glazioviana</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral	1	0.29	0.49	0.07	0.28	N	A	Si	Zoo
Bignoniaceae	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	1	0.29	0.49	0.02	0.27	N	A	P	Ane
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	0.29	0.49	0.02	0.27	N	A	P	Auto
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers	1	0.29	0.49	0.04	0.27	N	A	P	Zoo
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	1	0.29	0.49	0.02	0.27	N	A	St	Zoo
Myrtaceae	<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral	1	0.29	0.49	0.04	0.27	N	A	Nc	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	0.29	0.49	0.03	0.27	N	A	Si	Zoo
Clusiaceae	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	1	0.29	0.49	0.01	0.26	N	A	St	Zoo
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	1	0.29	0.49	0.01	0.26	N	A	P	Zoo
Myrtaceae	<i>Marlierea</i> sp.	1	0.29	0.49	0.01	0.26	N	A	St	Zoo
Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	1	0.29	0.49	0.02	0.26	N	A	P	Zoo
Total		345	100.00	100.00	100.00	100.00				

NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; DO: Dominância Relativa; IVI: Índice de Valor de Importância; O: Origem (E: Exótica, N: Nativa; Nc: Não Caracterizada); FV: Forma de vida (A: Arbórea, B: Arbustiva, H: Herbácea, T: Trepadeira, Nc: Não Caracterizada); CS: Categoria sucessional (P: Pioneiras; Si: Secundária Inicial; St: Secundária Tardia; Nc: Não Caracterizada); SD: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica, Auto: Autocórica, Epi: Epicórica, Hidro: Hidrocórica, Zoo: Zoocórica, Nc: Não Caracterizada)