

KELLY DE ALMEIDA SILVA

**AVALIAÇÃO DE UMA ÁREA EM RESTAURAÇÃO PÓS-MINERAÇÃO DE
BAUXITA, MUNICÍPIO DE DESCOBERTO, MG.**

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

Viçosa
Minas Gerais – Brasil
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S586a
2013

Silva, Kelly de Almeida, 1984-

Avaliação de uma área em restauração pós-mineração de bauxita, município de Descoberto, MG / Kelly de Almeida Silva. – Viçosa, MG, 2013.

xi, 90f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.71-90.

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

CDO adapt CDD 22. ed. 634.9231

KELLY DE ALMEIDA SILVA

**AVALIAÇÃO DE UMA ÁREA EM RESTAURAÇÃO PÓS-MINERAÇÃO DE
BAUXITA, MUNICÍPIO DE DESCOBERTO, MG.**

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

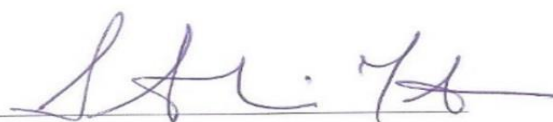
APROVADA: 29 de julho de 2013.



Prof. Dr. Guido Assunção Ribeiro



Dr. Flávio Pereira Silva (EPAMIG)



Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

Dedico este trabalho à minha mãe Solange, ao meu pai José Gomes (*in memoriam*), que durante os anos em que passamos juntos me proporcionou bons ensinamentos, e foi um grande pai e companheiro para todas as horas, ao meu irmão Rodrigo e ao meu esposo Aurino, que sempre estiveram ao meu lado me apoiando em minhas decisões e foram integrantes chave de mais esta conquista.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida e por sempre guiar meu caminho me dando forças para sempre seguir em frente.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e ao Laboratório de Restauração Florestal (LARF), pela oportunidade concedida e pelos conhecimentos adquiridos.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo apoio financeiro.

Ao meu orientador, Sebastião Venâncio Martins, pela oportunidade, confiança, dedicação e profissionalismo. Principalmente pelos ensinamentos e experiências transmitidos.

À Companhia Brasileira de Alumínio (CBA)/Votorantim Metais pelo apoio e fornecimento da estrutura necessária para a realização deste trabalho. Aos engenheiros florestais, Raul de Abreu Demolinari e Evandro Luis Mendes Ramos, pelo profissionalismo, apoio ao projeto e pela confiança depositada.

Ao meu esposo e eterno amor, Aurino, pela dedicação, companheirismo, pela grande ajuda na coleta dos dados de campos e principalmente pelo seu amor incondicional.

À minha família, que sempre me apoiou em minhas decisões e foi a minha base em todos os momentos da minha vida. Em especial a minha tia Roseli (Tia Lili), pelo seu carinho, atenção, preocupação e incentivo.

À minha mãe, Solange, a pessoa que eu admiro e amo tanto, que sempre esteve ao meu lado me dando forças para sempre seguir em frente e pelo seu carinho e amor incondicional.

Ao meu pai, José Gomes (*in memoriam*), que fez o possível e o impossível para me proporcionar uma educação de qualidade e para a realização dos meus sonhos. Meu pai que sempre foi uma pessoa íntegra, batalhadora e acima de tudo um ótimo pai. Te amo muito pai!

Ao meu irmão, Rodrigo, que sempre foi não só um irmão mas também um pai pra mim, mesmo não estando ao meu lado todos os dias, mora em meu coração. Obrigada pelo carinho e amor.

Aos funcionários do DEF, em especial a Ritinha e o Alexandre, pelo profissionalismo, ajuda e dedicação.

Ao Marcos e a Ananda pela grande ajuda na coleta dos dados de campo e principalmente pela amizade.

À todos os amigos do LARF, Geanna, Ananda, Thais, Wanuza, Marcos e Lucas, pela amizade consolidada e pelos ensinamentos e experiências compartilhadas.

Ao Luiz (Setor de Plantas Daninhas da UFV), pela grande e valiosa ajuda na identificação das espécies herbáceas e gramíneas.

À todos meus familiares e amigos que direta ou indiretamente contribuíram para mais esta conquista e realização em minha vida.

BIOGRAFIA

Kelly de Almeida Silva, filha de Solange de Almeida Silva e José Gomes da Silva (*in memorian*), nasceu na cidade de Ponte Nova, Minas Gerais, em 5 de dezembro de 1984.

Graduou-se em Engenharia Florestal em julho de 2011 pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa-MG. Durante sua graduação desenvolveu trabalhos na área de Ecologia e Restauração Florestal, tendo sido bolsista de iniciação científica.

Em agosto de 2011, iniciou o curso de Mestrado em Ciência Florestal, pela Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, obtendo em julho de 2013 o título de Mestre em Ciência Florestal.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Mineração de bauxita e seus impactos.....	3
2.2 Restauração florestal.....	4
2.2.1 Regeneração natural.....	6
2.2.2 Plantio de mudas em área total.....	7
2.2.3 Semeadura direta.....	10
2.3 Leguminosas fixadoras de nitrogênio.....	12
2.4 Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas em restauração	15
2.4.1 Regeneração natural.....	17
2.4.2 Chuva de sementes.....	19
2.4.3 Banco de sementes do solo.....	20
2.4.4 Produção e decomposição de serapilheira.....	21
2.4.5 Abertura do dossel	22
2.4.6 Avaliação dos indivíduos plantados.....	24
3. MATERIAIS E MÉTODOS	26
3.1 Área de estudo.....	26
3.2 Avaliação das espécies do plantio	30
3.3 Avaliação do banco de sementes do solo.....	32
3.4 Avaliação da regeneração natural.....	35
3.5 Categoria sucessional e síndrome de dispersão das espécies amostradas	36
3.6 Hábito de vida e origem das espécies amostradas.....	36
3.7 Análise estatística dos dados.....	37
3.8 Avaliação da cobertura do solo por gramíneas invasoras.....	37
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 Avaliação das espécies do plantio	38
4.2 Banco de sementes do solo	48
4.2.1 Florística e estrutura	48
4.2.2 Estratos	53
4.3 Regeneração natural.....	57
4.3.1 Florística e estrutura	57
4.3.2 Estratos	61

4.4 Cobertura do solo por gramíneas invasoras	68
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	70
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

RESUMO

SILVA, Kelly de Almeida, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2013. **Avaliação de uma área em restauração pós-mineração de bauxita, município de Descoberto, MG.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Este estudo teve como objetivos, avaliar os indicadores vegetativos, banco de sementes do solo e estrato de regeneração, de uma área em processo de restauração após a mineração de bauxita e avaliar as espécies utilizadas para a restauração da área minerada. A área de estudo possui 4 ha e está em processo de restauração desde o ano de 2011. Para a avaliação das características estruturais dos indivíduos plantados foram alocadas 20 parcelas de 9 x 6 m, com distância de 10 m entre parcelas. Foram mensurados o DNS (diâmetro ao nível do solo), a altura e o diâmetro de copa, além de avaliação da taxa de mortalidade, de todas as árvores plantadas da área amostral. Para a análise do banco de sementes do solo, foram alocadas 40 parcelas de 3 x 3 m, distanciadas 10 m entre si, e no centro de cada parcela foi coletado uma amostra de solo (0,30 x 0,25 x 0,05 m), para avaliação em casa de sombra, durante seis meses, do número de indivíduos e identificação das espécies das plântulas emergidas. Para a análise do estrato de regeneração natural, foram alocadas na área em restauração 40 parcelas permanentes de 3 x 3 m, com intervalos de 10 m entre parcelas. Todos os indivíduos lenhosos arbustivo-arbóreos regenerantes com CAP (circunferência na altura de 1,30 m do solo) inferior a 15 cm foram identificados e mensurados o DNS e a altura. Para a avaliação da influência de um fragmento florestal secundário ao lado da área estudada, na composição florística do banco de sementes e da regeneração da área, foram considerados cinco estratos com diferentes distâncias do fragmento florestal: Estrato 1 – zero metros; Estrato 2 - 10 metros; Estrato 3 - 20 metros; Estrato 4 – 30 metros; e Estrato 5 – 40 metros de distância. Calculou-se o valor médio e o desvio padrão, para as variáveis densidade de indivíduos, riqueza de espécies, síndrome de dispersão, categoria sucessional e hábito de vida, e foi feita a comparação entre estratos por meio de análise de variância (ANOVA) e teste Tukey, a 5% de significância. Foram registradas na área amostral 540 indivíduos arbóreos vivos, dos 700 plantados (22,86% de mortalidade), pertencentes a 45 espécies e 18 famílias. As espécies com maiores valores de importância (VI) foram *Solanum lycocarpum* (14,7%) e *Schinus terebinthifolius* (10,8%). As espécies *S. terebinthifolius*, *S. lycocarpum* e *Joannesia princeps*, contribuíram com 30,36% de cobertura de copa. A altura média das espécies plantadas variou de 0,40 m a 3,90 m. No banco de sementes do solo, foram registrados 394 plântulas emergidas (131 plântulas m⁻²), pertencentes a 11 famílias e 31 espécies. A

família de maior riqueza foi Asteraceae (8 espécies). O banco de sementes apresentou $H' = 2,41$ e $J' = 0,704$. No levantamento do estrato de regeneração natural foram amostrados 66 indivíduos, pertencentes a 20 espécies e 12 famílias, com uma densidade de 1.833 indivíduos ha^{-1} . As famílias de maior riqueza foram Asteraceae (4 espécies), Fabaceae (3) e Solanaceae (3). Verificou-se maior proporção da dispersão por zoocoria (60%) em nível de espécie, e por anemocoria (56%) em nível de indivíduos. Em relação a categoria sucessional, constatou-se maior proporção da categoria das pioneiras, em nível de espécies (60%), e em nível de indivíduos (81,8%). As espécies com maiores VI na regeneração natural foram *Trema micrantha*, *Vernonanthura divaricata*, e *Baccharis dracunculifolia*, com 63,95% do VI total e 57,58% dos indivíduos amostrados. O estrato de regeneração apresentou $H' = 2,35$ e $J' = 0,786$. Em relação ao hábito de vida entre os estratos, houve um predomínio de espécies arbóreas no estrato 1 ($0,01 < p < 0,05$). Para o número médio de indivíduos, distribuídos nas diferentes categorias sucessionais, houve diferença significativa ($0,01 < p < 0,05$) entre os estratos, com o estrato 1 apresentando maior número médio de indivíduos pioneiros. Em relação a síndrome de dispersão, na distribuição do número médio de espécies e indivíduos da regeneração natural, ocorreu significativamente ($0,01 < p < 0,05$) maior proporção da síndrome zoocórica no estrato 1. Houve uma boa diversidade de espécies utilizadas para o plantio de restauração da área minerada, já proporcionando benefícios para a área em restauração, como a cobertura do solo através de suas copas. O banco de sementes do solo da área em restauração apresentou alta densidade de espécies herbáceas, mas com espécies melhores adaptadas para as condições iniciais de restauração, que sofreu degradação por mineração. A baixa densidade de indivíduos e riqueza de espécies no estrato de regeneração natural podem estar relacionados ao pouco tempo de restauração da área, a proximidade de áreas de pastagem, o baixo potencial de chuva de sementes e do banco de sementes.

ABSTRACT

SILVA, Kelly de Almeida, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2013.
Evaluation of restoration area post-mining bauxite, city of Descoberto, MG.
Advisor: Sebastião Venâncio Martins.

The aim of this study was to evaluate the indicators of vegetation, the soil seed bank and the regeneration layer in an area which is being restored after bauxite mining as well as studying the species which are used for the restoration of the mining area. The studied area has 4 hectares and it is under restoration since 2011. For the evaluation of the structural characteristics of the planted individuals, 20 plots of 9 x 6 m were marked out, with a distance of 10 m between plots. Three things were measured: diameter at ground level, the height and the mortality rate of the trees planted in the studied area. For the analysis of the seed bank, 40 plots of 3 x 3 m were assigned, with a distance of 10 m between plots and a sample of the ground in the center of each plot was collected (0.30 x 0.25 x 0.05 m) for the evaluation in greenhouse, of the number of individuals and the identification of the species of the emerged seedling, during 6 months. For the analysis of the natural regeneration layer, 40 permanent plots of 3 x 3m were allocated in the restoration place, at intervals of 10 m between plots. All the woody tree individuals with circumference at 1.30m of height less than 15 cm were identified. Moreover, the diameter at ground level and the height of the ones were measured. Five stratus with different distances of a forest fragment were considered in order to evaluate the influence of a secondary forest fragment besides the studied area in the floristic composition of seed bank and regeneration of the area. These stratus were: Stratus 1 - zero meters; Stratus 2 - 10 meters; Stratus 3 - 20 meters; Stratus 4 - 30 meters and the Stratus 5 - 40 meters. The average and the standard deviation were performed for the variable density of the individuals, number of species, coefficient of dispersion, succession category and life habit and made a comparison among the stratus using the variance analysis (ANOVA) and Tukey's test at 5% level. At sampling area were found 540 living trees of 700 planted (22.86% of mortality), belonging to 45 species and 18 families. The species with the highest importance values (VI) were *Solanum lycocarpum* (14.7%) and *Schinus terebinthifolius* (10.8%). The species *S. terebinthifolius*, *S. lycocarpum* and *Joannesia princeps*, contributed 30.36% crown cover. The average height of planted species ranged from 0.40 m to 3.90 m. Seed bank in the soil, there were 394 weed seedlings (131 seedlings m⁻²), belonging to 11 families and 31 species. The richest family was Asteraceae (8 species). The seed bank showed H'

= 2.41 and $J' = 0.704$. Survey in the natural regeneration stratus was sampled 66 individuals belonging to 20 species and 12 families, with a density of 1.833 individuals ha^{-1} . The richest families were Asteraceae (4 species), Fabaceae (3) and Solanaceae (3). There is a higher proportion of dispersal zoochory (60%) to the species and a higher proportion of dispersal anemochory (56%) for number of individuals. Regarding the category of succession, there is a greater proportion of the category of the pioneers for species (60%), and for number of individuals (81.8%). The species with the highest VI were *Trema micrantha*, *Vernonanthura divaricata* and *Baccharis dracunculifolia*, with 63.95% of the total VI and 57.58% of the individuals sampled. The regeneration layer presented $H' = 2.35$ and $J' = 0.786$. Regarding the habit of living among the stratus, there was a predominance of tree species in stratus 1 ($0.01 < p < 0.05$). For the individuals average distributed in different succession groups, there was a significant difference ($0.01 < p < 0.05$) among stratus with stratus 1 showing higher average number of pioneers. Regarding dispersion syndrome, distribution of the average number of species and individuals natural regeneration, it significantly ($0.01 < p < 0.05$) greater proportion syndrome zoochory the stratus 1. There was a good species diversity used for planting restoration of the mined area, already provide benefits to the area in restoration with land cover through their hearts. The soil seed bank of the restoration site had a high density of herbaceous species, but with species best adapted to the initial conditions of restoration that has degraded by mining. The density of individuals and species richness in natural regeneration stratus may be related to the short time of area restoration, proximity to grazing areas, low potential seed rain and seed bank.

1. INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica juntamente com seus ecossistemas associados corresponde a uma área de 1,1 milhão de km², que é reduzida hoje, a uma área florestal de 300 mil km² altamente fragmentados, devido a sua degradação ao longo dos séculos, possuindo este bioma o maior número de espécies (276) da flora brasileira ameaçadas de extinção (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2010). No estado de Minas Gerais o domínio da Mata Atlântica correspondia 41% da área do estado e hoje está reduzida a 4% dessa área (DRUMMOND et al., 2009).

A Mata Atlântica abriga mais de 60% da população brasileira e é responsável por aproximadamente 70% do PIB brasileiro. Sua conservação e recuperação é um grande desafio, devido ao fragmentado conhecimento sobre sua biodiversidade (PINTO et al., 2009).

São vários os fatores de degradação ambiental, como as atividades de agricultura, pecuária, urbanização, silvicultura e mineração. Esses fatores causam a redução e fragmentação das paisagens ocupadas por florestas, além do isolamento destas paisagens, ocasionando mudanças tanto no meio biótico como no meio abiótico destes remanescentes florestais. As atividades de extração mineral geram fortes impactos ambientais e são as que causam maior impacto na sociedade, devido a remoção da vegetação e de camadas de solo, além da poluição ambiental, do ar e da água, e o impacto visual. Contudo essas atividades são de grande importância para o produto interno bruto do país (MOREIRA, 2004), gerando produtos indispensáveis ao desenvolvimento econômico de uma nação (RÉ, 2007). Além disso, as empresas mineradoras brasileiras estão, cada vez mais, implementando práticas que visem a obtenção de melhores resultados na recuperação e manejo das áreas mineradas (MOREIRA, 2004).

O grande desafio das mineradoras é atenuar e monitorar os impactos negativos ao meio ambiente, sem, contudo afetar o lado econômico de seu empreendimento (RÉ, 2007). As operações de mineração devem compor o uso temporal do terreno, com sua posterior recuperação, de forma que no mínimo seu valor e uso sejam iguais à área antes de sua degradação (MOREIRA, 2004).

Apenas a implantação de um projeto de recuperação da área degradada não é o suficiente para o alcance dos objetivos e metas traçadas. É de suma importância o seu monitoramento para a averiguação da efetividade do método de recuperação utilizado, da verificação de necessidade de alguma intervenção nessas áreas ou mesmo um

redirecionamento para acelerar o processo de sucessão e restauração das funções da floresta. Além disso, o monitoramento fornece subsídios para determinar se a floresta restaurada está se tornando autossustentável, não necessitando mais de intervenções de manejo. Para esta constatação e avaliação do sucesso de um projeto de restauração de áreas degradadas, a utilização de indicadores vegetativos de avaliação e monitoramento proporcionam um bom resultado da efetividade da recuperação e sustentabilidade dos projetos de restauração florestal e tem a vantagem de serem de quantificação relativamente fácil.

Entre os indicadores vegetativos mais utilizados, destaque para a regeneração natural, que expressa a resiliência do ecossistema em restauração. Entretanto, outros indicadores vegetativos podem ser aplicados, como: chuva de sementes, banco de sementes do solo, produção de serapilheira e abertura do dossel (MARTINS e RODRIGUES, 1999; ARATO et al., 2003; MARTINS et al., 2008a; MARTINS 2009a, 2009b).

Neste contexto, este estudo teve como objetivos, avaliar os indicadores vegetativos banco de sementes do solo e estrato de regeneração, em uma área em processo de restauração após a mineração de bauxita; verificar alguns dos processos ecológicos estão sendo restabelecidos; avaliar as espécies utilizadas para a restauração da área minerada; e propor recomendações de manutenção e, ou melhoria para o alcance da sustentabilidade futura da área em restauração.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mineração de bauxita e seus impactos

A bauxita comercial é praticamente exclusiva para a produção de alumina transformada em alumínio e produtos químicos. Os depósitos de bauxita no território brasileiro correspondem a cerca de 10% das reservas mundiais, com 3,6 bilhões de toneladas, ocupando o terceiro lugar entre os países produtores (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2009).

Do total da bauxita comercial cerca de 90% é utilizada na produção metalúrgica da cadeia do alumínio (alumina e alumínio primário), e o restante para outros fins, como refratário, abrasivo, cimentos argilosos, química (sulfato de alumínio) (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2009).

As jazidas de bauxita localizadas na Zona da Mata de Minas Gerais possuem uma extensão de 160 Km por 30 Km de largura compreendendo a região entre os municípios de Juiz de Fora e Carangola. A bauxita nesta região ocorre sob a forma de corpos superficiais com até 2 Km de comprimento, espessura média de 4 m, constituída por blocos envoltos em matriz argilosa, em proporção de 1:1 (LOPES E BRANQUINHO, 1988).

A extração de minério causa ônus, evidenciado pela intensa alteração do ambiente, tanto com referência à paisagem local como em profundidade física e temporal. A exploração mineral de bauxita promove a destruição da vegetação, altera as condições edáficas, a paisagem e perturba totalmente o ecossistema e, caso não sejam conduzidas devidamente, ainda podem apresentar danos como a descarga de resíduos contaminados e permitir a introdução de pragas e doenças nos ecossistemas naturais (MOREIRA, 2004).

A mineração de bauxita gera diversos impactos ambientais negativos e positivos. Entre as atividades potenciais de geração de impactos negativos estão: supressão de vegetação; movimentação de terra; remoção do topsoil (horizonte A, serapilheira e restos vegetais); remoção da terra (minério de bauxita); vazamento de águas pluviais com sólidos; emissão de ruídos, particulados e poeira; e risco de vazamento de óleo. Entretanto, outras atividades apresentam interface positiva em relação aos impactos gerados, especialmente os decorrentes das atividades de condicionamento da topografia e revegetação (GUIMARÃES et al., 2012).

A poluição visual da paisagem, causada pela mineração de bauxita é o principal efeito negativo para as comunidades no entorno da operação de mineração (BARROS et al., 2012). Entretanto, este impacto é considerado um dos menos críticos, uma vez que as áreas de mineração possuem pouca extensão, o rebaixamento topográfico dificilmente extrapola os 20 metros, o substrato que compõe o terreno ao final da lavra favorece ao restabelecimento da vegetação, o fechamento de algumas minas de bauxita se dá em curto espaço temporal, beneficiando o restabelecimento da vegetação (GUIMARÃES et al., 2012).

Além de exercer impacto na comunidade vegetal e na fauna, a atividade de mineração de bauxita exerce impacto também sobre os organismos edáficos, como os fungos micorrízicos arbusculares. Como são organismos dependentes da presença de plantas hospedeiras para completarem seu ciclo de vida, estes fungos sofrem grande redução quando os ecossistemas são submetidos a interferências antrópicas intensas como em áreas de mineração (MELLONI et al., 2003).

O impacto da mineração de bauxita sobre o ambiente físico pode apresentar efeitos negativos significativos caso os impactos não sejam mitigados corretamente, gerando riscos para o processo de recuperação ambiental e impossibilitando o retorno às propriedades originais dos recursos do solo e da água. Já os impactos sociais gerados pela mineração de bauxita, na maioria das vezes são positivos, e colabora com o desenvolvimento regional através da arrecadação de impostos, criação de empregos direto e indireto, desenvolvimento de educação ambiental para a comunidade e a fixação das pessoas em seus locais de origem (BARROS et al., 2012).

Neste cenário torna-se necessário a recomposição do ecossistema degradado através de técnicas de restauração florestal. A restauração florestal visa a criação de comunidades de plantas sustentáveis e representativas da composição e da diversidade das formações florestais onde a área degradada está inserida (JEFFERSON, 2004; COURTNEY et al., 2009), recompondo a estrutura, função, diversidade e dinâmica do ecossistema, tendo em vista as condições iniciais naturais.

2.2. Restauração florestal

Restaurar é ampliar possibilidades para que os processos ecológicos e a sucessão natural possa se expressar, reconstruindo gradualmente o ecossistema, buscando recriar condições para o restabelecimento de sua integridade ecológica e sua biodiversidade,

para que desta forma os processos ecológicos possam ser mantenedores da estabilidade e resiliência deste ecossistema (TRES et al., 2007; MARTINS, 2009a).

A restauração florestal é uma prática que necessita de muitos avanços, principalmente em florestas tropicais e subtropicais onde há uma elevada diversidade de espécies e cujos remanescentes estão inseridos em paisagens muito degradadas e fragmentadas. Neste cenário, para que haja o restabelecimento da biodiversidade e dos processos ecológicos é necessária a aplicação de um conjunto de intervenções eficientes, e não apenas a aplicação de técnicas silviculturais (BRANCALION et al., 2010). É importante o estudo e conhecimento da diversidade, estrutura e funcionamento das florestas secundárias tropicais para melhor subsidiar ações de manejo, conservação e práticas de restauração florestal (FRANCO et al., 2012).

A restauração florestal é de grande importância nas situações em que a área degradada perdeu seu poder de resiliência e necessita, portanto, da intervenção antrópica para o seu restabelecimento, pois a escolha do projeto a ser implantado para a restauração de uma área degradada deve ser pautada nas características de um ecossistema original de referência, semelhante ao que foi degradado, para que este projeto tenha eficácia e permita o restabelecimento das funções e processos ecológicos.

É de suma importância antes de se estabelecer um projeto de restauração a observação e definição de alguns critérios como: o estudo da área a ser restaurada; os objetivos a serem alcançados; as técnicas passíveis de serem utilizadas, variando de acordo com o grau de degradação e características próprias da área; o custo da implantação das técnicas; e o tempo necessário para se alcançar o resultado desejado (JESUS e ROLIM, 2005).

A capacidade da floresta restaurada se perpetuar no tempo é um dos fatores mais importantes para o sucesso do processo de restauração (BARBOSA, 2008), sendo fundamental a ocorrência de diversos acontecimentos como, a dispersão de propágulos de espécies existentes no local e de fragmentos florestais do entorno, e a existência de fauna dispersora, possibilitando assim, a regeneração natural da área em restauração (BARBOSA, 2008; MIRANDA NETO et al., 2012a). Além da formação do banco de sementes para que a área seja capaz de se recuperar após distúrbios naturais.

Os diversos modelos e técnicas de restauração florestal existentes mostram a possibilidade do alcance dos objetivos traçados para a restauração florestal. Os projetos de restauração deixaram de ser meramente plantio de mudas para então serem levados em consideração o potencial de resiliência das áreas degradadas, como a possibilidade da chegada de propágulos de áreas vizinhas, a existência de indivíduos regenerantes

(RODRIGUES et al., 2007a), o banco de sementes do solo e o banco de plântulas. O objetivo da restauração florestal é fazer com que o ambiente a ser restaurado se torne autossuficiente em suas funções ecológicas, tenha a capacidade de se autoperpetuar e que não haja a necessidade da intervenção antrópica frequente (BRANCALION et al., 2010).

Neste contexto, o projeto de restauração a ser elaborado para uma determinada área degradada deve ser pautado, como já mencionado anteriormente, nos objetivos a serem alcançados, no grau de degradação da área a ser restaurada, na existência de fragmentos florestais próximos e nos custos para sua implantação. Após a análise de todas estas questões, serão escolhidos os modelos ou técnicas de restauração mais adequados e viáveis financeiramente e ecologicamente para a elaboração e execução do projeto.

2.2.1. Regeneração natural

A regeneração natural é a técnica de menor custo a ser utilizada em um projeto de restauração. Trata-se do isolamento da área de fatores degradantes, como a entrada de animais que poderão compactar o solo e danificar as mudas provenientes da regeneração que se pretende estimular, e da construção de aceiros para a proteção contra o fogo. De acordo com Martins (2009a), o isolamento da área deve ser feito com cercas normais, como as utilizadas em pastagens e não devem ser utilizadas telas, pois estas podem impedir a passagem de animais silvestres. Os aceiros devem ser construídos, retirando-se a vegetação presente, numa faixa de no mínimo 5 a 10 metros de largura, para que o fogo acidental ou o utilizado em pastagens não atinja a área em restauração. Além disso, é necessário a manutenção constante dos aceiros, principalmente nos períodos de seca (MARTINS, 2009a).

A condução da regeneração natural só é possível se houver a ocorrência de alguns fatores-chaves como: a existência de fragmentos florestais preservados próximos à área em processo de restauração, servindo como fonte de propágulos; a existência de indivíduos remanescentes na área e de banco de sementes com espécies favoráveis ao processo de sucessão florestal; a ausência de degradação intensa da área, como compactação do solo e existência de erosão. Levando em consideração estes fatores, a regeneração natural pode ser suficiente para a restauração florestal (MARTINS, 2009a),

apresentando-se como uma das alternativas mais promissoras devido aos aspectos ecológicos, silvicultural e econômico (ALVARENGA et al., 2006).

Na condução da regeneração natural, caso necessário, deve-se fazer o controle da matocompetição, por meio de capinas mecânica ou química. Em alguns casos, para acelerar o processo de regeneração natural e ter melhoria no seu desenvolvimento, pode-se realizar adubação de cobertura na área (ISERNHAGEN et al., 2009). Mas é importante ressaltar que o controle da matocompetição deve ser feito para as espécies que comprometam o processo de sucessão natural da área. Pois existem espécies herbáceo-arbustivas que facilitam o processo de sucessão, promovendo melhores condições de luminosidade que irão facilitar o desenvolvimento e estabelecimento de outras espécies arbustivas e arbóreas que não conseguiriam se estabelecer em áreas a pleno sol, totalmente desprovidas de cobertura vegetal (CHIAMOLERA et al., 2011).

A restauração florestal, por meio da regeneração natural, busca aproveitar o potencial de auto recuperação que a área ainda pode possuir, sendo uma técnica de baixo custo, mas é um processo mais lento de recuperação da área (MARTINS, 2009a).

Portanto, buscando aproveitar o máximo do potencial da regeneração natural da área que se deseja restaurar, deve-se ter conhecimento do tipo de vegetação ocorrente na região e caracterizar o estado de conservação dos fragmentos remanescentes preservados próximos às áreas a serem restauradas, para que então estes fragmentos remanescentes possam ser conduzidos ou mantidos para um bom estado de conservação, potencializando sua biodiversidade natural e de fonte de propágulos, com diversidade florística e genética, para a regeneração das áreas do entorno (ISERNHAGEN et al., 2009).

2.2.2. Plantio de mudas em área total

O plantio de mudas é uma técnica bastante utilizada, por apresentar rápidos resultados no recobrimento da área e no processo de sucessão. Mas, para a restauração de áreas degradadas com plantio de mudas é de suma importância o conhecimento da vegetação ocorrente na região e das condições edafoclimáticas, para a escolha correta das espécies a serem utilizadas no plantio.

Esta técnica apresenta custo elevado e necessita de uma avaliação criteriosa na escolha das espécies, para que elas possam tolerar as condições existentes na área e possam exercer sua função de restaurar estas áreas e propiciarem o retorno dos processos ecológicos e a sucessão secundária. Segundo Bentes-Gama et al. (2009), na

elaboração de um projeto de recuperação ambiental através do florestamento ou reflorestamento deve-se levar em consideração o histórico e intensidade do distúrbio na área, as espécies disponíveis para a recuperação, o relevo da área, a densidade de mudas e o arranjo espacial a serem adotados.

Os primeiros projetos de restauração focavam apenas o plantio de espécies finais de sucessão, reproduzindo os ecossistemas maduros existentes antes da degradação. Atentava apenas para as técnicas agrônômicas e silviculturais, e não levavam em consideração os aspectos ecológicos. Porém, a partir das décadas de 1980 e 1990, observa-se um grande avanço científico nos reflorestamentos heterogêneos, diminuindo os custos de implantação e manutenção dos projetos e dando um enfoque mais ecológico da restauração ao utilizar maior diversidade de espécies nativas regionais e a combinação de espécies de estágios iniciais e tardios de sucessão (MARTINS et al., 2012a, 2012b).

A restauração florestal através do plantio de mudas, visa pular as etapas iniciais da sucessão natural, com a colonização da área primeiramente por espécies herbáceas e gramíneas, que irão melhorar as características do solo com o aporte de matéria orgânica, para posterior crescimento e desenvolvimento das espécies arbustivo-arbóreas (PEREIRA e RODRIGUES, 2012).

É importante em um projeto de restauração florestal com plantio de mudas, a diversidade de espécies a serem utilizadas, pois segundo Pereira e Rodrigues (2012), esta diversidade propicia maiores benefícios para a área com a melhoria do solo devido ao aporte de matéria orgânica por estas espécies ao longo do seu crescimento e desenvolvimento, e consequente redistribuição dos nutrientes. Na escolha das espécies é importante optar por espécies do grupo de pioneiras e não pioneiras, com uma densidade um pouco maior de espécies pioneiras e atrativas a fauna para acelerar o processo de sucessão e garantir a cobertura do solo rapidamente. Trabalhando com espécies de diferentes categorias sucessionais tem-se melhores resultados quanto a sobrevivência e o crescimento das mudas, e ainda, proteção das condições edáficas e hídricas da área em processo de restauração (MARTINS, 2009a).

As espécies pertencentes ao grupo das pioneiras são dependentes de luz para o seu desenvolvimento (GANDOLFI et al., 1995), possuem crescimento rápido, fornecem diversos níveis de sombreamento, e produzem sementes precocemente e em grande quantidade (PEREIRA E RODRIGUES, 2012). As espécies não pioneiras, são as que se desenvolvem em condições de sombra leve ou densa, podendo crescer até alcançar o

dossel da floresta ou permanecer no sub-bosque (GANDOLFI et al., 1995) e possuem crescimento lento.

As espécies a serem utilizadas no plantio podem também ser agrupadas como de preenchimento e de diversidade. As espécies de preenchimento, possuem crescimento rápido e promovem rápida cobertura do solo por suas copas, e as do grupo de diversidade são as espécies que não possuem um crescimento rápido e nem boa cobertura de copa, mas garantem a perpetuação da área restaurada, substituindo as espécies do grupo de preenchimento quando estas entrarem em senescência, além de garantir a condução de forma sustentável da área restaurada (BRANCALION et al., 2009).

O espaçamento de plantio das espécies em campo e a densidade de espécies a serem utilizadas depende de fatores como o grau de degradação da área, o tamanho da área, a presença de remanescentes florestais próximos e do custo da implantação do projeto. Desta forma, os espaçamentos de plantio podem variar de 3,0 x 2,0 m ou 2,0 x 2,0 m, que são os espaçamentos mais recomendados, 1,5 x 1,5m ou 1,0 x 1,0 m, utilizado para plantios mais adensados em áreas que apresentam infestação por gramíneas agressivas ou áreas com maior intensidade de degradação, permitindo assim, o recobrimento da área em um menor espaço de tempo (MARTINS, 2009a).

Para a implantação de um projeto de restauração por meio de plantios heterogêneos, o objetivo final é obter maior diversidade de espécies e a sustentabilidade futura da floresta restaurada. Portanto, busca-se escolher as espécies com base em: sua adaptação às condições de degradação do ambiente; seu potencial de crescimento; seu papel ecológico que desempenhará na comunidade em processo de restauração, como atratividade a fauna; sua capacidade de competir e suprimir gramíneas invasoras; sua capacidade de melhorar as condições físicas e químicas do solo, de mudar o microclima; entre outras (ENGEL, 2011).

Em áreas onde não há fragmentos florestais próximos a área a ser restaurada e sim cultivos agrícolas ou pastagens, o plantio equilibrado de mudas do grupo das pioneiras e das não pioneiras é recomendado, pois as espécies pioneiras tem crescimento mais rápido e menor tempo de vida. Entretanto, se há uma elevada predominância desta categoria sucessional no plantio, nesta situação, após estas espécies entrarem em senescência, as gramíneas podem ocupar a área que se deseja restaurar (MARTINS, 2009a). Como não se tem fontes de propágulos próximas a área, as poucas espécies não pioneiras poderão não ser capazes de continuar e sustentar o processo de sucessão.

A inexistência de matriz florestal preservada próxima a área de restauração, ou quando estas áreas estão inseridas em paisagens onde a matriz é agrícola e/ou os solos se encontram compactados pelo pisoteio de gado, outras técnicas além do plantio de mudas devem ser utilizadas para promover a regeneração natural no sub-bosque das áreas em restauração, como a semeadura direta e o plantio de enriquecimento de mudas de espécies arbóreas não pioneiras e arbustivas de sub-bosque (MARTINS et al., 2012b).

Portanto, em projetos de restauração florestal com plantio de mudas, os vários fatores já citados devem ser levados em consideração para se obter resultados satisfatórios em relação ao aumento da diversidade biológica, compatível com o ecossistema a ser restaurado, ao retorno dos processos ecológicos e da dinâmica sucessão florestal. Além da diminuição do período em que a área estará em processo de restauração, com menores custos de implantação e manutenção.

2.2.3. Semeadura direta

A semeadura direta é outra técnica que pode ser utilizada para a restauração de áreas com baixo poder de resiliência. Em alguns países é conhecida como uma técnica versátil e de baixo custo para ser utilizada em reflorestamento (MATTEI, 1995).

Esta técnica tem baixo custo quando comparada ao plantio de mudas, pois dispensa a fase de viveiro para a produção das mudas e seu posterior plantio e também apresenta algumas vantagens, como: evita o choque do plantio e conseqüente prejuízos no sistema radicular; proporciona um desenvolvimento radicular melhor; é uma técnica mais adequada a mecanização (MATTEI, 1995; HETH, 1983).

Porém, Mattei (1995) e Araki (2005), ressaltam que esta técnica apresenta vantagens e desvantagens em relação ao plantio de mudas, dependendo da situação em que serão executadas. Para isso é importante uma análise prévia das condições climáticas do local, as condições de solo (ISERNHAGEM, 2010), a identificação e conhecimento do potencial de danos causado por pragas para a sua eliminação antes de iniciar a semeadura, caso necessário (MATTEI, 1997), o conhecimento do comportamento ecológico das espécies a serem escolhidas para a semeadura, a quebra de dormência das sementes e a forma de semeadura (BUSATO et al., 2012).

No Brasil, a utilização de semeadura direta teve início nos anos de 1960, pela Food and Agriculture Organization (FAO) na Amazônia, visando pesquisas na área florestal com algumas espécies arbóreas (PITT, 1969; ISERNHAGEM, 2010). Essas

pesquisas se intensificaram nos últimos 10 anos com o teste de variados métodos em campo (ISERNHAGEM, 2010). A grande variação dos ecossistemas tropicais aumenta a complexidade da prática de semeadura direta nestes ambientes (ARAKI, 2005).

A semeadura direta pode ser realizada por meio da semeadura a lanço, em toda área, em pontos, em faixas alternadas ou em covas (MENEGHELLO e MATTEI, 2004; MATTEI, 1997). Ela pode ser utilizada em regiões onde a regeneração natural e o plantio de mudas não podem ser praticados, em locais de difícil acesso e em áreas onde o preparo do solo é impraticável (MATTEI, 1995; 1997), devido ser áreas muito acidentadas ou de difícil acesso.

Alguns dos entraves para a utilização da semeadura direta em larga escala é o número reduzido de espécies com adaptação a esta técnica e a disponibilidade de sementes em quantidade e qualidade que se necessita (ENGEL, 2011). As sementes adquiridas para esta técnica deve ser de boa qualidade fisiológica.

Para se obter bons resultados com a semeadura direta o processo de germinação deve ser avaliado, devido a uma série de eventos fisiológicos que sofrem influência de fatores intrínsecos e extrínsecos (AGUIRRE, 2012). Dentre alguns fatores extrínsecos tem-se a temperatura, luminosidade e umidade. Heth (1983) destaca que o sucesso da semeadura é fortemente afetado pelas condições climáticas. Mattei e Rosenthal (2002) referem-se ao sucesso da semeadura como dependente de umidade durante o período de germinação e no estágio seguinte, sendo as sementes dependentes da criação de um microclima adequado para sua rápida germinação. Já em relação aos fatores intrínsecos tem-se a impermeabilidade do tegumento ou imaturidade do embrião, podendo levar alguns meses para a germinação das sementes. Neste caso, para acelerar o processo de germinação, deve-se fazer a quebra da dormência.

As sementes podem possuir dois tipos de dormência, primária e secundária. A dormência primária é aquela já existente na própria semente quando da sua coleta, e a dormência secundária está relacionada com as condições do ambiente, a semente adquire esta dormência ao ser submetida a ambientes desfavoráveis à sua germinação (GOMES e PAIVA, 2011). Araki (2005), ressalta ser a dormência um dos principais entraves para o uso da semeadura direta de espécies florestais tropicais.

Alguns cuidados e medidas importantes devem ser levados em consideração para se obter resultados satisfatórios na semeadura direta. Como, no momento da semeadura, procurar cobrir as sementes com uma camada superficial de solo para a proteção das sementes contra o impacto das gotas de chuva, irrigação e oscilações da temperatura na superfície do solo, e para manter a umidade necessária para uma

emergência mais homogênea das plântulas (AGUIRRE, 2012). Deve haver umidade disponível permanentemente próximo às sementes até que as mudas desenvolvam suas raízes o suficiente para penetrar nas camadas mais profundas do solo, para que possam garantir um bom suprimento de água (MATTEI, 1997). Outro aspecto importante da cobertura das sementes é a melhor proteção contra o ataque de pássaros (MATTEI, 1997).

Portanto, o sucesso da semeadura direta para a restauração de áreas está intimamente ligada à criação de um microclima adequado e favorável para uma rápida germinação (MATTEI e ROSENTHAL, 2002). Assim como o controle sobre os agentes de degradação da semente, o controle sobre as plantas daninhas, que podem suprimir a germinação das sementes e/ou interferir no estabelecimento e desenvolvimento inicial das plântulas emergidas (ARAKI, 2005), e a disponibilidade de umidade permanente na superfície do solo durante o período de germinação e no estágio seguinte (MATTEI e ROSENTHAL, 2002; ARAKI, 2005). A rapidez da germinação e o estabelecimento inicial das plântulas são fatores de grande importância para este sucesso (MATTEI, 1997).

Isernhagen (2010), destaca a importância da avaliação adequada da área a ser restaurada e das condições ambientais, para a efetividade da semeadura direta, e ressalta ainda que o método deve ser utilizado conjuntamente com o plantio de mudas em condições onde as espécies não possuem resultados satisfatório por meio da semeadura direta.

A técnica de semeadura direta, assim como as outras técnicas existentes, podem não funcionar isoladamente, podendo ser utilizada de forma complementar a outras técnicas, dependendo das condições da área a ser restaurada.

Neste contexto, nota-se que cada técnica de restauração de áreas degradadas tem suas vantagens e desvantagens, e que a escolha destas vão variar de ambiente para ambiente, de acordo com suas características particulares, com os objetivos que se deseja alcançar e com a disponibilidade de recurso financeiro.

2.3. Leguminosas fixadoras de nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente requerido em grande quantidade para a maioria das espécies e é essencial a vida dos vegetais, estando nos solos predominantemente na forma orgânica, mas as formas disponíveis são inorgânicas (principalmente, nitrato e amônio). Portanto, suas principais fontes são restos vegetais, adubo verde, fertilizantes

industriais, sais de amônio, nitratos advindo da precipitação e pela fixação biológica realizado por determinados micro-organismos (GOMES e PAIVA, 2011). Este nutriente é geralmente o mais caro e que consome maior energia na sua produção e distribuição, e também o mais limitante ao crescimento das plantas nos sistemas produtivos, nas regiões tropicais (PERIN et al., 2004; FRANCO e CAMPELLO, 2005), promovendo aumento significativo deste atributo nas mudas de espécies florestais (GOMES e PAIVA, 2011).

Neste sentido, as espécies leguminosas que possuem uma associação simbiótica eficiente com bactérias nodulíferas fixadoras de nitrogênio tem um papel importante na melhoria da fertilidade de solos degradados, pela sua capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e disponibilizá-lo para outras plantas; pelo seu aporte de nutrientes, devido ao grande volume de material vegetal que é depositado ao solo; e por propiciar a cobertura do solo promovendo sua proteção contra o impacto das gotas de chuva.

A simbiose de leguminosas com as bactérias fixadoras de nitrogênio, caracteriza-se pela formação de nódulos nas raízes (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Essa simbiose permite que o nitrogênio atmosférico seja convertido e transferido em uma forma assimilável para as plantas. Desta forma, a fixação biológica do nitrogênio se equipara a importância da fotossíntese para a vida das plantas, pois os vegetais superiores não são capazes de aproveitar diretamente o N_2 (RESENDE e KONDO, 2001). Das diversas espécies de bactérias fixadoras de N_2 que nodulam leguminosas, algumas pertencem aos gêneros *Rhizobium*, *Sinorhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Azorhizobium* e *Mesorhizobium* (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

O potencial de fixação biológica de nitrogênio depende de alguns fatores que afetam a eficiência simbiótica, como a seleção da espécie vegetal, a seleção de estirpes do rizóbio (RESENDE e KONDO, 2001), a população nativa de bactérias fixadoras de nitrogênio nodulíferas em leguminosas, e as condições climáticas e edáficas (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

É importante salientar que nem todas espécies da família das leguminosas fazem associação simbiótica com bactérias fixadoras de nitrogênio (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Mas as espécies leguminosas que o fazem, possuem importante papel para a recuperação de áreas degradadas, como suprimento e ciclagem de nutrientes, exercendo seu papel na dinâmica dos ecossistemas (RESENDE e KONDO, 2001).

O processo de melhoria do solo pela deposição e acúmulo de matéria orgânica, mesmo por meio de adubação verde, demanda um determinado tempo para as mudanças na camada superficial do solo, como mostra o estudo de Longo et al. (2011), que após

15 meses decorridos da implantação de tratamentos utilizando adubo verde para a recuperação de solos degradados por mineração, não obteve mudanças no horizonte superficial. Foi necessário, portanto, maior período de tempo para a alteração dos teores de matéria orgânica no solo e consequente melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos, mas este tempo foi suficiente para verificar melhoria na fertilidade do solo.

No cenário de áreas degradadas, seja por atividades agropecuárias ou atividades mineradoras, a camada fértil do solo é parcialmente ou até totalmente eliminada, necessitando de ações antrópicas para sua recuperação. Em áreas de mineração, além da retirada da vegetação natural existente no local de exploração, há intensa movimentação de solo, promovendo a remoção dos horizontes superficiais do solo e consequente remoção da matéria orgânica existente na sua superfície, causando problemas na estrutura e atividade biológica do solo, além de prejudicar o suprimento de nutrientes essenciais às plantas, como o fósforo, enxofre e principalmente o nitrogênio (FRANCO et al., 1995).

Por isso, nota-se a importância da utilização de plantas de cobertura na manutenção ou melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, e a adubação verde com espécies nativas ou introduzidas, como as leguminosas, que cobrem o solo em determinados períodos do ano ou durante todo o ano. Estas plantas se destacam nestas funções pelo fato de formarem associações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio resultando no aporte deste nutriente no sistema solo-planta (PERIN et al., 2003).

Na restauração de áreas por meio de reflorestamento é comum a utilização de espécies leguminosas com outras espécies de diferentes características botânicas, sucessionais e de hábitos de crescimento, com o intuito de restabelecer a biodiversidade e o equilíbrio da paisagem perturbada (RESENDE e KONDO, 2001).

Desta forma, a necessidade de se escolher espécies adequadas a esta situação de degradação é essencial para se obter sucesso na restauração da área degradada, utilizando inicialmente espécies capazes de crescerem e desenvolverem neste ambiente, melhorando as características físicas e biológicas do solo, para que outras espécies mais exigentes, com relação às melhores condições edáficas, possam se estabelecer e fazer com que a sucessão na área ocorra e que o ambiente se torne sustentável futuramente.

Várias espécies de leguminosas são utilizadas como melhoradoras de solo, enriquecendo-o com matéria orgânica, nutrientes, além de serem eficazes no controle de erosão (AZEVEDO et al., 2007; PAULO et al., 2006), como as leguminosas arbustivas *Cajanus cajan* (L.) Huth, e *Crotalaria juncea* L. (MARTINS, 2009a), as espécies

leguminosas arbóreas *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., (DIAS et al., 2006) e *Erythrina* spp. (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006), entre outras. Em vários estudos tem-se utilizado o *Cajanus cajan* (feijão guandu) como leguminosa fixadora de nitrogênio e como adubação verde para a recuperação de áreas degradadas (RESENDE e KONDO, 2001; SANTOS et al., 2001; AZEVEDO et al., 2007; BELTRAME e RODRIGUES, 2008).

Cajanus cajan é uma espécie pertencente à família Fabaceae, subfamília Faboideae, leguminosa arbustiva anual ou semiperene (AZEVEDO et al., 2007), com ciclo de vida de até três anos (EMBRAPA, 2000), sendo uma planta com utilização bastante diversificada, como melhoradora de solo, na recuperação de áreas degradadas, na renovação de pastagens, entre outras utilizações (AZEVEDO et al., 2007).

Porém, Beltrame e Rodrigues (2008) observaram em seu estudo que a densidade do plantio de *Cajanus cajan* causou efeitos positivos em determinados momentos e para algumas espécies, e negativos para outros momentos e para outras espécies, na consorciação com árvores nativas, devendo-se desenvolver práticas de manejo para a obtenção de melhores resultados e aprimoramento da técnica de plantio consorciado, atentando-se para a densidade do plantio das espécies consorciadas.

Segundo Azevedo et al. (2007), *Cajanus cajan* é uma das plantas de maior uso como adubo verde, por possuir um sistema radicular profundo e ramificado. É uma espécie que tem um rápido crescimento, propiciando a cobertura do solo em menor tempo, dificultando a colonização de espécies invasoras, e aumentando a biomassa depositada no estágio inicial da restauração, com importante papel como adubo verde através da fixação biológica de nitrogênio (BELTRAME e RODRIGUES, 2008).

Neste contexto, observa-se a importância das leguminosas fixadoras de nitrogênio no processo de recuperação de áreas degradadas, possibilitando o aporte de material vegetal ao solo e melhoria da fertilidade do solo e das suas propriedades físicas e biológicas, possibilitando acelerar o processo de sucessão vegetal na área, que são algumas das características de principal interesse em um projeto de restauração florestal.

2.4. Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas em restauração

A ecologia da restauração como linha formal de pesquisa iniciou na década de 1970, se restringindo ao uso de técnicas silviculturais tradicionais no reflorestamento com mudas de espécies exóticas e plantios puros ou mistos de espécies nativas com baixa diversidade, para recriar uma fisionomia florestal, e com baixo custo, não sendo

levado em consideração os processos ecológicos para a manutenção da floresta futuramente (RODRIGUES et al., 2009). Hoje, a restauração tem evoluído muito, com a implantação de projetos mais bem planejados e com maior embasamento ecológico, visando a interação e aperfeiçoamento de várias técnicas, uma maior diversidade biológica e procurando potencializar a autorrecuperação das áreas em restauração.

A implantação de um modelo de restauração, por mais bem planejado que seja, e com maior embasamento ecológico que tenha, não garante, necessariamente, que determinada área que foi degradada terá, no futuro, uma cobertura florestal com capacidade de regeneração, com efetiva proteção do solo e cursos d'água, com atratividade à fauna, com a recuperação dos processos ecológicos e da sua sustentabilidade (MARTINS, 2009a).

Portanto, o sucesso de um projeto de restauração florestal de uma área degradada deve ser avaliado por meio de indicadores de avaliação e monitoramento. Estes indicadores nos permite definir se o projeto de restauração necessita sofrer algumas interferências ou ser redirecionado, para se alcançar os objetivos traçados e também permite determinar o estágio em que a floresta restaurada não necessita mais de interferência de manejo, dando sinais de autossustentabilidade (MARTINS, 2009).

A avaliação e o monitoramento de áreas restauradas devem considerar além do aspecto visual da paisagem, os aspectos relacionados à reconstrução dos processos ecológicos que irão sustentar a conservação da biodiversidade local.

A avaliação de um projeto de restauração corresponde a análise pontual de indicadores ou variáveis ambientais ou populacional da área restaurada. É por meio da avaliação que se pode inferir se os objetivos do projeto de restauração foi alcançado, o que difere do monitoramento, que consiste em avaliações temporais de indicadores ou variáveis ambientais ou populacionais da área restaurada. Assim, uma mensuração contínua destes indicadores ao longo do tempo permite a verificação do funcionamento e dinâmica da área (BRANCALION et al., 2012).

A avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração é importante para verificar o seu desenvolvimento, a identificação de perturbações e consequente necessidade de interferências por meio de manejo ou replantio, para a avaliação da eficiência dos modelos e espécies empregadas, além de subsidiar futuros estudos de restauração ecológica acerca do desenvolvimento da comunidade implantada e dos seus processos e funções ecológicas (IGNÁCIO et al., 2007).

Vários estudos têm proposto um conjunto de indicadores de avaliação e monitoramento da recuperação e da sustentabilidade dos projetos de restauração e, ou,

manejo das florestas. Alguns indicadores ecológicos permitem, a curto prazo, prever o sucesso de um projeto de restauração a longo prazo, como a composição da vegetação associada com indicadores de processos ecológicos, sendo alguns destes a integridade biótica e a estabilidade do meio físico (HERRICK et al., 2006).

Entre os indicadores vegetativos mais utilizados cabe destacar a regeneração natural, que é o resultado de um conjunto de processos ecológicos e, portanto, expressa a resiliência do ecossistema em recuperação. Mas outros indicadores vegetativos podem ser aplicados como: chuva de sementes, banco de sementes do solo, produção de serapilheira, abertura do dossel, composição de espécies, cobertura de copa, taxa de mortalidade e altura das espécies plantadas, cobertura do solo por gramíneas invasoras (MARTINS e RODRIGUES, 1999; ARATO et al.; 2003; MARTINS et al., 2008a; MARTINS, 2009a, 2009b, BRANCALION et al., 2012). Esses indicadores vegetativos apresentam a vantagem de serem de quantificação relativamente fácil, quando comparados com outros indicadores biológicos.

2.4.1. Regeneração natural

A interação dos processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal compreende a regeneração natural. Portanto, a regeneração natural é parte do ciclo de crescimento da floresta e refere-se às fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento (CARVALHO, 1982).

A regeneração de uma floresta está diretamente ligada aos processos de sucessão ecológica, que tem início na ocupação do ambiente por espécies colonizadoras de grandes clareiras e o subsequente estabelecimento de espécies com regeneração em pequenas clareiras. Pelo menos nos seus estádios iniciais de sucessão, a regeneração natural de uma floresta depende do potencial florístico existente por ocasião da perturbação, bem como das plântulas, das brotações na área e dos propágulos advindos por dispersão, possibilitando a formação do banco de sementes (LEAL FILHO, 1992).

O estrato da regeneração natural é um indicador de suma importância, pois responde ao processo dinâmico da sucessão, uma vez que representa o estoque ou reserva potencial de indivíduos dentro do ecossistema (SIQUEIRA, 2002).

A caracterização florística e estrutural da regeneração natural e suas alterações ao longo do processo de sucessão secundária em florestas tropicais, são importantes para embasar planos de manejo e conservação dos fragmentos remanescentes, pois

distúrbios no dossel da floresta e diferenças no regime de luz afetam diretamente as plântulas presentes no estrato de regeneração (MARTINS e RODRIGUES, 2002).

Ambientes impactados podem regenerar naturalmente através do processo de sucessão ecológica, mas alguns fatores importantes devem ser levados em consideração para que o processo de sucessão não seja dificultado, e assim prejudique a comunidade vegetal caminhar rumo ao equilíbrio dinâmico de uma floresta madura (MAGNANO et al., 2012). Fatores estes como: o histórico de uso da área; a existência de paisagens fragmentadas próximas a área degradada; a presença de polinizadores e dispersores incrementando o fluxo gênico para garantir o estabelecimento de populações viáveis; e presença de espécies que podem retardar ou mesmo impedir que ocorra o processo de sucessão florestal da área (MAGNANO et al., 2012), devido sua agressividade e impedimento que outras espécies típicas da sucessão ecológica estabeleçam na área e a regeneração natural de espécies autóctones cumpram o papel da regeneração natural.

A regeneração natural é avaliada por meio da identificação dos indivíduos, de medições do diâmetro ao nível do solo e da altura das plantas jovens presentes em parcelas amostrais (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; 2000; MARTINS, 2009a). Essas parcelas são, geralmente, pequenas e lançadas aleatoriamente ou sistematicamente na área restaurada a ser avaliada. As metodologias quanto ao tamanho das parcelas e quanto a classe de diâmetro e altura dos indivíduos regenerantes a serem avaliados variam entre estudos. Podem ser utilizadas parcelas de 5,0 x 5,0 m, avaliando todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura igual ou superior a 0,5 m e com diâmetro a altura do peito (DAP) inferior a 5,0 cm (MIRANDA NETO et al., 2012a), parcelas de 10 x 2 m, avaliando todos os indivíduos presentes nas parcelas com altura acima de 0,10 m e DAP inferior a 5,0 cm (ALVARENGA et al., 2006), parcelas de 2,0 x 2,0 m ou 2,0 x 5,0 m, avaliando os indivíduos presentes nas parcelas dentro da classe de 0,50 m de altura a 5,0 cm de DAP (MARTINS, 2009a).

Com os resultados obtidos de altura de cada planta e do diâmetro ao nível do solo, são feitos os cálculos dos parâmetros fitossociológicos por espécies, sendo possível detectar os grupos de espécies mais representativas, quais espécies estão mal distribuídas entre os grupos e entre a área e quais apresentam maiores dificuldades de regeneração (MARTINS, 2009a).

2.4.2. Chuva de sementes

Os mecanismos utilizados pela floresta para regeneração natural é a chuva de sementes, o banco de sementes do solo, o banco de plântulas (VIEIRA, 1996; MONACO et al., 2003) e o rebroto de partes de plantas (brotos e raízes) restantes na área (MONACO et al., 2003). A chuva de sementes dentro da floresta determina parte da população vegetal de um ecossistema, com propágulos advindos das espécies vegetais presentes na própria área ou de áreas do entorno (ARAUJO et al., 2004), estas sementes advindas de outras áreas podem aumentar a riqueza de espécies e a variabilidade genética das populações nas florestas (CAMPOS et al., 2009) além da produção de frutos e sementes variável ao longo do ano, influenciar o recrutamento das populações e representar um importante componente no potencial de regeneração de uma floresta (PENHALBER e MANTOVANI, 1997).

Porém, algumas comunidades podem ser afetadas pela variabilidade ou pelo baixo suprimento de sementes, devido ao baixo número de indivíduos produtores de diásporos e pela dispersão restrita (CAMPOS et al., 2009), afetando a regeneração e a sucessão da área.

A dispersão dos diásporos é influenciada pelo agente dispersor, tipo e tamanho dos diásporos, pelo padrão de distribuição espacial das diversas formas de vida vegetal e pelas barreiras impostas pelo ambiente (VENABLE e BROWN, 1993; WEBB e PEART, 2001; PIVELLO et al., 2006).

A análise da chuva de sementes permite inferir sobre os processos iniciais de dispersão e da organização da estrutura e da dinâmica em ecossistemas florestais, sendo a sua composição importante no processo de regeneração natural da floresta que depende de fontes de propágulos alóctones e autóctones, bem como o tipo e o tamanho dos diásporos e seus principais agentes dispersores (PIVELLO et al., 2006).

Em paisagens fragmentadas, o arranjo espacial entre os fragmentos florestais e a distância entre a área fonte e a área receptora determinam a quantidade e a qualidade dos propágulos alóctones da chuva de sementes e a taxa de recuperação de ecossistemas degradados (OOSTERHOORN e KAPPELLE, 2000; PIVELLO et al., 2006).

A determinação da chuva de sementes é realizada por meio da instalação de coletores distribuídos no interior da área restaurada ou em processo de restauração. Os coletores podem ser confeccionados em diferentes formas, tamanhos e materiais. Como coletores circulares, com área interna de 0,25 m², confeccionados com estrutura de arame e uma tela de náilon com malha de 1 x 1 mm, na profundidade de 50 cm

(CAMPOS et al., 2009), coletores de madeira, confeccionados com tela de náilon, de área de 0,25 m² e suspenso a 20 cm do solo (CALDATO et al., 1996). Mensalmente, durante um ano, as sementes depositadas nos coletores são recolhidas para identificação.

Este método permite a determinação da síndrome de dispersão através do exame morfológico dos frutos e das sementes e da identificação das espécies. Este último permite a determinação da contribuição de cada espécie e de cada grupo ecológico na chuva de sementes (MARTINS, 2009a).

2.4.3. Banco de sementes do solo

O banco de sementes do solo é caracterizado pelas sementes viáveis existentes no solo (CALDATO et al., 1996; MARTINS, 2009a), e é um sistema dinâmico com entradas, por meio da chuva de sementes que acontece devido aos mecanismos de dispersão atuantes, e saídas devido a germinação das sementes, ou por meio da perda de viabilidade, predação ou morte das sementes (CALDATO et al., 1996; GASPARINO et al., 2006).

Determinadas espécies formam banco de semente transitório, mantendo sementes viáveis no solo por período inferior a um ano, enquanto outras espécies formam banco persistente, com sementes viáveis e dormentes por períodos superiores a um ano (THOMPSON e GRIME, 1979; GARWOOD, 1989; CALDATO et al., 1996).

O banco de sementes do solo é composto por sementes autóctones, oriundas de espécies da própria área ou por sementes alóctones, advindas de espécies de áreas adjacentes (CALEGARI, 2009). O conhecimento de sua composição florística, dinâmica e densidade é um bom indicador do estado de conservação e do potencial de restauração de ecossistemas florestais, para o conhecimento da possibilidade de futura infestações por espécies agressivas, que podem comprometer o processo de sucessão de uma área e para consequentemente subsidiar o manejo da regeneração natural (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; MARTINS et al., 2008a, CALEGARI, 2009; MARTINS, 2009a, 2009b).

A proporção de sementes viáveis no solo decresce de acordo com a profundidade (MONACO et al.; 2003), com maior densidade de sementes viáveis nos 5 cm superficiais do solo, com decréscimo acentuado na densidade de sementes viáveis com o aumento da profundidade (HARPER, 1977; DALLING, 2002; DEGREEF et al., 2002). Contudo, sementes pequenas podem ser encontradas em profundidades maiores

(ENRIGHT, 1985, DALLING et al., 1997), devido a atividades de minhocas e por penetrarem em fendas profundas do solo.

Quanto mais próximas as fontes de diásporos e quanto mais eficiente a síndrome de dispersão, maior quantidade de sementes deve atingir o solo em determinado local. Outro aspecto importante é o tamanho das sementes que influencia tanto a dispersão quanto a penetração das sementes na serapilheira e posterior incorporação ao solo (CHAMBERS e MACMAHON, 1994; GUO et al., 2000).

A avaliação do banco de sementes pode ser feita através de dois métodos distintos. Por meio de extração das sementes, ou seja, a separação física das sementes do solo através de flutuação em solução de sal ou por peneiramento (BROWN, 1992). E por meio de emergência das plântulas, ou seja, a germinação das plântulas de amostras de solo incubadas em casa de sombra ou casa de vegetação (BROWN, 1992; MARTINS, 2009a), sob condições ideais de luz e umidade para a germinação das sementes do banco, com a contagem da germinação das sementes e a identificação das plântulas sendo feita semanalmente durante um período de 4 a 6 meses ou até quando ocorrer germinação (MARTINS, 2009a).

A avaliação da densidade e riqueza das espécies arbustivo-arbóreas existentes no banco de sementes de determinada área é de suma importância para subsidiar a tomada de decisão das técnicas de restauração mais adequadas a serem utilizadas para projetos de restauração (MARTINS, 2009a). Essa avaliação propicia também a análise do potencial de resiliência da área e da possibilidade de ocorrência de espécies invasoras e gramíneas agressivas no banco de sementes do solo.

2.4.4. Produção e decomposição de serapilheira

A serapilheira é formada por material de origem vegetal (galhos, cascas, folhas, flores, sementes e frutos) e em menor proporção por material de origem animal, depositados na superfície do solo das florestas (MARTINS, 2009a). A sua produção é um indicador importante em projetos de restauração florestal, dando subsídio para a avaliação do estágio de conservação e regeneração da área em restauração (MOREIRA e SILVA, 2004).

Para a avaliação da produção da serapilheira podem ser utilizados coletores de diferentes formatos, materiais e dimensões. Podem ser quadrados de madeira, com profundidade de 15 cm e fundo de tela de náilon, com malha de 1 mm de abertura, a uma altura de 0,30 m do solo (FERREIRA et al., 2007) ou cônicos de tecido helanca®

com 0,25 m², a 1,30 do solo (MACHADO et al., 2008). O número de coletores a ser utilizado e sua disposição na floresta podem variar de acordo o tamanho da área e o objetivo do estudo.

A serapilheira é responsável pela ciclagem de nutrientes e indicativa da capacidade produtiva de um ecossistema florestal ao se associar a disponibilidade de nutrientes com as necessidades nutricionais das espécies (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003; PINTO et al., 2008).

Mensalmente, durante um período de 12 meses, a serapilheira é coletada, triada em frações folhas, flores, ramos, frutos e sementes, e posteriormente é determinada a sua massa seca após secagem em estufa. Esse procedimento visa encontrar a produção da serapilheira para dada área no período analisado.

Além da produção de serapilheira, é possível também a determinação da sua taxa de decomposição. Esta pode ser regulada por fatores ecológicos, tanto bióticos (organismos decompositores) quanto abióticos (condições ambientais) (SCORIZA et al., 2012).

Para a análise da decomposição da serapilheira é utilizado sacolas de decomposição, ou os chamados *litterbags*, um método desenvolvido por Bocok e Gilbert (1957), fabricados com tela de náilon e preenchidas com quantidade determinada de massa seca de serapilheira (MARTINS, 2009a), ou apenas a fração foliar que não apresente sinais de decomposição que posteriormente são depositadas em contato com o solo/serapilheira da área a ser avaliada (SCORIZA et al., 2012). Este método consiste em uma forma de avaliação direta da taxa de decomposição da serapilheira, sendo avaliada pela perda de massa do material formador da serapilheira ao longo de um intervalo de tempo (SCORIZA et al., 2012), após a secagem em estufa.

As dimensões das sacolas de decomposição normalmente encontradas em alguns trabalhos são de 20 x 20 cm e tela de náilon de malha de 1 mm (AIDAR e JOLY, 2003), 25 x 25 cm e de 4 mm de malha (FERNANDES et al., 2006) e 30 x 30 cm (SANCHES et al., 2009).

2.4.5. Abertura do dossel

As variações na estrutura do dossel florestal, na distribuição da folhagem e na altura das árvores influenciam na disponibilidade de luz no sub-bosque, no controle da quantidade, qualidade e distribuição temporal e espacial da luz (JENNINGS et al., 1999; NICOTRA et al., 1999), na interceptação das chuvas, na determinação do “micro-

habitat” interno da floresta, afetando a composição florística da comunidade, a produção e decomposição de matéria orgânica, a invasão de gramíneas agressivas e os processos erosivos (MELO et al., 2007; MARTINS, 2009a). As variações temporais na radiação, que ocorrem nas florestas, podem promover a sua heterogeneidade e, conseqüentemente, podem influenciar espécies da regeneração (BIANCHINI et al., 2001).

Alguns parâmetros de cobertura florestal, como o índice de área foliar (IAF), são muitas vezes estudados devido sua relação com a produtividade da floresta e com os ciclos biogeoquímicos. O conhecimento sobre esses parâmetros relacionados com a estrutura da floresta, podem melhorar o estudo e monitoramento das florestas tropicais, pois a estrutura da floresta influencia todo o funcionamento e a dinâmica de um ecossistema e os processos ecológicos fundamentais como o regime de radiação e atividade fotossintética, padrões de distribuição de espécies, a regeneração, o crescimento da vegetação e a mortalidade (TRICHON et al., 1998). O índice de área foliar é a área total das lâminas foliares por unidade de área do terreno ocupada por elas, e é um parâmetro muito importante como indicador da superfície foliar disponível para interceptação de luz (MARAFON, 2012).

A medição dos valores do IAF, para a estimação da abertura do dossel, pode ocorrer por meio de métodos diretos destrutivos ou por métodos indiretos não destrutivos (SILVA et al., 2009). Dentre os métodos de estimação da abertura de dossel, o mais prático e preciso é a utilização de fotografias hemisféricas (MARTINS et al., 2009a), além de rápido, pouco dispendioso e não destrutivo (CAMPOS et al., 2007). Esse método é baseado na obtenção de fotos utilizando uma câmera fotográfica constituída de uma lente de 8,0 mm, com ângulo de 180°, fixa em um tripé, com a lente direcionada para o céu (MARTINS e RODRIGUES, 2002). Segundo os mesmos autores, as fotos obtidas em formato digital são processadas automaticamente em equipamentos desenvolvidos para este fim ou posteriormente processadas em *softwares* específicos, fornecendo o IAF e a porcentagem de abertura do dossel da área captada.

Um equipamento que também tem sido utilizado em nível de pesquisas científicas é o Digital Canopy Plant Imager, que dispensa digitalização e o processamento das fotografias hemisféricas, pois estas já são obtidas em formato digital e processadas automaticamente (MARTINS et al., 2009a).

Portanto a determinação da abertura do dossel pode ser um bom indicador da restauração florestal (MELO et al., 2007), principalmente, se combinado com outros

indicadores como a regeneração natural e o banco de sementes do solo, que juntos fornecerão dados mais confiáveis da autossustentabilidade da floresta.

2.4.6. Avaliação dos indivíduos plantados

Projetos de restauração de áreas que envolve técnicas de plantio de mudas devem ter critérios claros e objetivos para a escolha das espécies a serem utilizadas, quanto à sua função na restauração, ao grupo sucessional a que pertencem e a sua síndrome de dispersão e origem, para que se alcance os objetivos definidos na elaboração do projeto e para que o ecossistema restaurado possa se tornar autossustentável, dispensando futuras intervenções.

A análise florística e estrutural do estrato arbóreo, envolvendo espécies de plantio e regeneração, de ecossistemas restaurados ou em processo de restauração, permite um melhor conhecimento da ecologia destas espécies e propicia um melhor subsídio para inferir se estes ecossistemas estão tendo respostas positivas quanto ao processo de sucessão que se deseja obter (MIRANDA NETO et al., 2012b).

A avaliação e o monitoramento dos indivíduos plantados, por meio dos diversos parâmetros que podem ser analisados, é a base para se obter informações da fase de implantação do projeto de revegetação e das fases pós-implantação da revegetação. Os indicadores de avaliação utilizados para essas fases, vão fornecer dados da necessidade ou não de replantio de mudas, da necessidade de algum manejo e/ou da necessidade de se fazer um enriquecimento da área com espécies que propiciem melhor cobertura do solo ou espécies de estágios sucessionais mais avançados. Portanto, é de suma importância a avaliação e o monitoramento de área em restauração pelo método da revegetação, para que se possa avaliar as reais condições dessa área avançar sucessionalmente e cumprir sua função de retorno dos processos ecológicos.

Entre os parâmetros analisados com relação aos indivíduos plantados tem-se: aspecto visual, densidade de plantas, altura média de plantas (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005), composição de espécies, cobertura de copa, classificação das espécies em grupos sucessionais, origem (espécies nativas, exóticas, invasoras), síndromes de dispersão, taxa de mortalidade (BRANCALION et al., 2012).

A taxa de mortalidade de plantas nos fornece a informação da estimativa de sucesso da implantação do projeto de restauração, auxiliando na decisão da necessidade de se realizar o replantio de mudas (ALMEIDA, 2002). A análise de parâmetros como a altura média dos indivíduos plantados e seu diâmetro nos permite, respectivamente,

estimar o volume da vegetação e conseqüentemente sua biomassa, e obter a área basal da comunidade florística (ALMEIDA, 2002).

A composição das espécies, a sua classificação em grupos sucessionais e a sua origem, são parâmetros importantes para auxiliar na avaliação das espécies plantadas, no sentido de saber se a área em restauração possui uma diversidade de espécies adequada ao ecossistema em que está inserido; se possuem espécies atrativas a fauna, principalmente animais dispersores a longa distância e que ajudam a acelerar o processo de sucessão; e no caso da origem das espécies, avaliar a existência de espécies regionais, que é o mais interessante para os projetos de restauração, e se existe espécies exóticas invasoras no plantio que possam comprometer o futuro crescimento e desenvolvimento de outras espécies nativas.

A cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de áreas revegetadas é um parâmetro muito relevante de se avaliar. A cobertura de copas promovida pelo dossel dos indivíduos plantados favorece a formação de um “micro-habitat” no sub-bosque da floresta, afetando o crescimento e desenvolvimento de plântulas, conseqüentemente determinando a composição florística da comunidade e controlando processos erosivos (MELO et al., 2007). A estrutura do dossel controla também a quantidade, qualidade e distribuição espacial e temporal da luz, influenciando também na precipitação local e conseqüentemente influenciando a umidade do ar e a temperatura (JENNINGS et al., 1999).

Neste contexto, vemos a real necessidade do estabelecimento de indicadores de avaliação e monitoramento para a averiguação da necessidade ou não de intervenção na área em restauração, ou até mesmo da necessidade de uma redefinição da trajetória ambiental destas áreas, no caso de apresentarem evidências de baixo potencial de sustentabilidade (BRANCALION et al., 2012).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Este estudo faz parte de um convênio entre a empresa Votorantim Metais e o LARF – Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa.

O estudo foi realizado em uma área em processo de restauração por meio de plantio heterogêneo em área total, localizada no município de Descoberto, na região da Zona da Mata de Minas Gerais (latitude 21° 25' 42''S e longitude 42° 56' 07''W), com altitude variando de 669 a 715 m. A área de estudo possui 4 ha e está em processo de restauração desde o ano de 2011. Nesta área foi realizado exploração do minério bauxita, pela Empresa Votorantim Metais, e posteriormente à exploração, iniciou-se o processo de recomposição topográfica e restauração florestal. Anteriormente à exploração do minério bauxita, existia na área um fragmento florestal, no qual foi feito o desmatamento, com devido licenciamento do órgão ambiental competente, para posterior exploração (Figura 1). No entorno da área em restauração, existem áreas já restauradas com diferentes idades, pastagens e fragmentos florestais preservados (Figuras 2 e 3).



Fonte: Votorantim Metais.

Figura 1 – Área do estudo com destaque do fragmento florestal, ao fundo, existente anterior ao desmatamento para exploração da bauxita.



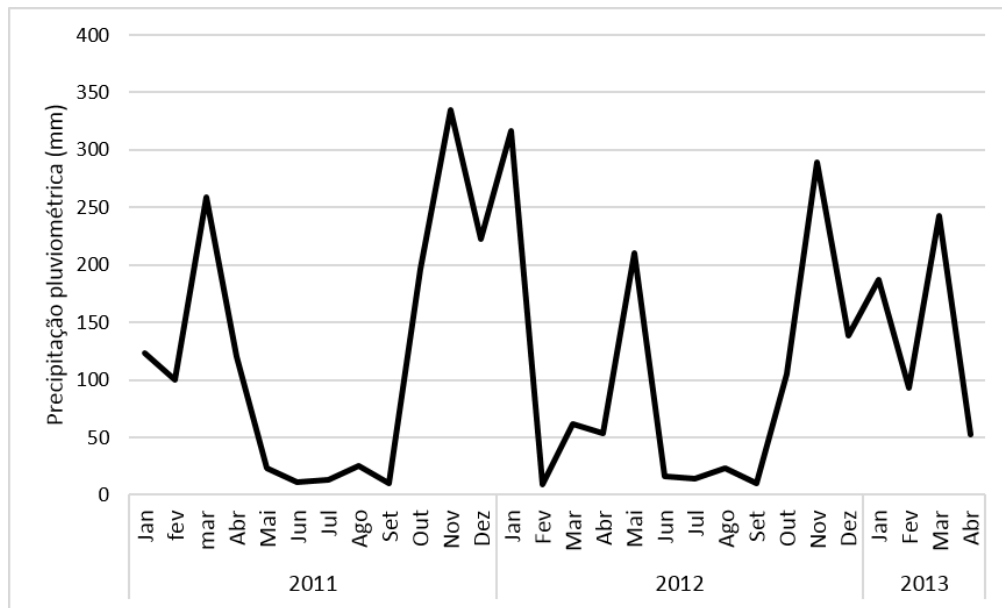
Figura 2–Vista geral do entorno da área de estudo.



Figura 3 – Vista geral do entorno da área de estudo, com destaque para área de pastagem de *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster, adjacente à área de estudo.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical com verões quentes e úmidos. A temperatura é alta no verão, atingindo os 40°C, diminuindo para 20-22°C no inverno, e a precipitação pluviométrica média anual é de 1.300 mm (LOPES e BRANQUINHO, 1988). A precipitação pluviométrica referente ao período entre a implantação e a avaliação da área em restauração pode ser observada na Figura 4.

O relevo é bastante acidentado, com pequenas planícies e platôs semidissecados, limitados por franjas escarpadas e montanhosas, apresentando também, vales retilíneos (LOPES e BRANQUINHO, 1988).



Fonte: Votorantim Metais.

Figura 4 – Precipitação pluviométrica da área em restauração, período de janeiro de 2011 à abril de 2013.

A vegetação característica da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, inserida no domínio Mata Atlântica (IBGE, 2012).

No modelo de restauração implantado, plantio heterogêneo em área total, foi utilizado o espaçamento de 1,5 m x 1,5 m, perfazendo um total de 4.444 indivíduos por hectare.

Na área de estudo, foi realizado mineração de bauxita no início do ano de 2011 (Figura 5). A espessura da camada mineralizada pode chegar a 15 metros, com a média em torno de 4 metros (LOPES e BRANQUINHO, 1988).

Posteriormente a mineração, teve início o plano de recuperação da área, seguindo as etapas: recomposição topográfica em curvas de nível (Figura 6); deposição da camada fértil de solo (0,30 m), retirada anteriormente a mineração e armazenada; subsolagem do terreno (60 cm de profundidade) e atividade de movimentação do solo superficial, fazendo-se a correção da acidez do solo com 4 toneladas/ha de calcário dolomítico (setembro de 2011) e a adubação fosfatada com 2 toneladas/ha de fosfato natural; adubação de base, utilizando 250g de NPK 04-14-08 por muda (novembro de 2011); posteriormente foi semeado em torno de 200 kg ha⁻¹ de feijão guandu, com a função de fixação biológica de nitrogênio e adubo verde; adubação de cobertura, no entorno de cada muda, com 100g/muda de NPK 20-05-20 (março-abril de 2012); e realização periódica de combate a formigas com isca granulada.



Fonte: Votorantim Metais.

Figura 5 – Vista geral da área de estudo iniciando o processo de exploração do minério bauxita.



Fonte: Votorantim Metais.

Figura 6 – Início da recomposição topográfica da área de estudo, para posterior plantio das mudas em área total.

3.2. Avaliação das espécies do plantio

O plantio foi realizado em uma área de 4 ha, em novembro de 2011, sendo plantadas 17.777 mudas no espaçamento de 1,5 x 1,5 m (Figura 7). A avaliação do plantio foi realizada 18 meses após o plantio das mudas (Figura 8).



Figura 7 – Vista parcial da área de estudo após 8 meses do início da restauração.



Figura 8 – Vista parcial da área de estudo após 18 meses do início da restauração.

Para a avaliação das características estruturais dos indivíduos plantados foram alocadas 20 parcelas de 9 x 6 m, com distância de 10 m entre parcelas (Figura 9). Todas as árvores plantadas, abrangidas pelas parcelas, foram registradas o diâmetro no nível do solo (DNS), a altura e o diâmetro de copa. O DNS foi mensurado com paquímetro digital, a altura das plantas por meio de trena a laser e o diâmetro de copa com o auxílio de fita métrica (Figura 10).



Figura 9 – Vista do interior das parcelas.



Figura 10 – Detalhe da medição do diâmetro ao nível do solo (DNS) das árvores do plantio.

- Taxa de mortalidade

A taxa de mortalidade foi obtida de acordo com o proposto por Brancalion et al. (2012), através da proporção de plantas mortas presentes na unidade amostral, sendo consideradas plantas mortas aquelas ausentes do local determinado da cova, ou pelas plantas que apresentaram o caule seco e desprovido de folhas.

- Cobertura de copa

A avaliação da cobertura de copa foi feita pelo método de mensuração da projeção da área da copa, determinada pela área da projeção vertical da copa de cada indivíduo arbóreo, por meio de seu diâmetro (MORO e MARTINS, 2011).

De acordo com Moro e Martins (2011) a seguinte fórmula foi utilizada para este método:

$$CCe = 100(Ce/A)$$

Onde:

CCe é a cobertura de copas de dada espécie e ; Ce é a soma das áreas ocupadas pela projeção das copas de todos os indivíduos da espécie e , em metros quadrados; A é a área total amostrada, em metros quadrados.

Foi obtido também a cobertura de copas total da comunidade, pelo somatório da cobertura de copas de todos os indivíduos da comunidade, pela seguinte fórmula (MORO e MARTINS, 2011):

$$CCT = 100(Ci/A)$$

Onde:

CCT é a cobertura de copas total da comunidade; Ci é a soma das áreas ocupadas pela projeção das copas de todos os indivíduos amostrados; e A é a área total amostrada, em metros quadrados.

3.3. Avaliação do banco de sementes do solo

Para a análise do banco de sementes do solo, foram alocadas 40 parcelas de 3 x 3 m, distanciadas 10 m entre si, e no centro de cada parcela foram coletadas uma amostra de solo, com o auxílio de um gabarito de papelão de 0,30 x 0,25 m (Figura 11). Na área interna de cada gabarito coletou-se a camada de solo superficial até uma profundidade de 5 cm, acondicionando-as em sacos plásticos transparentes, devidamente etiquetados

com o respectivo número da parcela e em seguida foram transportados para 40 bandejas plásticas, representando cada parcela, de dimensões 0,30 x 0,25 x 0,07 m, dispostas em bancadas na casa de sombra do Viveiro de Pesquisas do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa. As bandejas foram mantidas isoladas de possíveis contaminações externas, por cobertura de tela tipo sombrite com 50% de sombreamento (Figuras 12A e 12B).

As amostras de solo receberam irrigação diária por aspersão programada durante seis meses. Durante esse período (setembro/2012 a março/2013) foram realizadas, quinzenalmente, a contabilização das plântulas emergentes e sua identificação, sendo as mesmas retiradas logo após seu registro (Figura 13).



Figura 11 – Coleta do banco de sementes do solo na área de estudo em restauração.



Figura 12 – A) Acondicionamento do banco de sementes do solo em sacolas plásticas, para seu transporte até o Viveiro de Pesquisas do Departamento de Engenharia Florestal, na UFV. B) Banco de sementes do solo transposto para bandejas plásticas em casa de sombra no Viveiro de Pesquisas da UFV, para avaliação durante seis meses.



Figura 13 – Plântulas oriundas da germinação de sementes presentes no banco de sementes do solo da área em restauração.

Para as espécies não reconhecidas no viveiro, coletou-se o material botânico para posterior comparação ao material depositado no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa, MG, consulta a especialistas e a literatura. As espécies foram classificadas em famílias e tiveram os nomes científicos e seus respectivos autores atualizados de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009) e pela base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013).

Para a análise dos dados do banco de sementes do solo foram calculados os parâmetros fitossociológicos: frequência absoluta (FA), densidade relativa (DR) e frequência relativa (FR) descritos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). E o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988) e a equabilidade (J') (PIELOU, 1975). Para os cálculos dos parâmetros fitossociológicos foi considerado a amostra de solo superficial coletada por parcela, utilizando o programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010).

Para a avaliação da influência de um fragmento florestal secundário existente ao lado da área estudada, na composição florística do banco de sementes da área, foram considerados cinco estratos, com oito parcelas por estrato, sendo: Estrato 1 – zero metros de distância do fragmento florestal secundário; Estrato 2 - 10 metros de distância; Estrato 3 - 20 metros de distância; Estrato 4 – 30 metros de distância, e Estrato 5 – 40 metros de distância do fragmento florestal secundário.

3.4. Avaliação da regeneração natural

Para a análise fitossociológica do estrato de regeneração natural, foram alocadas na área em restauração 40 parcelas permanentes de 3 x 3 m, com intervalos de 10 m entre parcelas. Para a marcação de cada parcela foram utilizadas quatro estacas de madeira e fitilho para sua delimitação, sendo que cada parcela recebeu numeração diferente para a sua distinção. Todos os indivíduos lenhosos arbustivo-arbóreos regenerantes com CAP (circunferência na altura de 1,30 m do solo) inferior a 15 cm foram identificados e mensurados o DNS (diâmetro ao nível do solo) e a altura.

Para as espécies não reconhecidas em campo, coletou-se o material botânico para posterior comparação ao material depositado no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa, MG, consulta a especialistas e a literatura. As espécies foram classificadas em famílias e tiveram os nomes científicos e seus respectivos autores atualizados de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009) e pela base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013).

Foram calculados os parâmetros fitossociológicos clássicos descritos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Também foi calculado o índice de diversidade de Shannon (H') (MAGURRAN, 1988) e a equabilidade (J') (PIELOU, 1975).

Para a avaliação da influência de um fragmento florestal secundário existente ao lado da área estudada, na composição florística da área, foram considerados cinco estratos distintos, com oito parcelas por estrato, sendo: Estrato 1 – zero metros de

distância do fragmento florestal secundário; Estrato 2 - 10 metros de distância; Estrato 3 - 20 metros de distância; Estrato 4 – 30 metros de distância, e Estrato 5 – 40 metros de distância do fragmento florestal secundário.

3.5. Categorias sucessionais e síndromes de dispersão das espécies amostradas

As espécies arbustivo-arbóreas amostradas no estrato de regeneração natural, banco de sementes do solo e no plantio foram classificadas quanto a categoria sucessional, de acordo com o proposto por Gandolfi et al. (1995) em pioneira, secundária inicial, secundária tardia e não classificada, com o objetivo de aumentar o nível de informações sobre a autoecologia das espécies e auxiliar na discussão sobre a dinâmica da sucessão da vegetação estudada. Para isto, foram utilizadas as seguintes literaturas como fonte: Gandolfi et al. (1995); Silva et al.(2003); Stranghetti et al. (2003); Leite e Rodrigues (2008); Miranda Neto et al. (2012a); Prado Junior et al. (2012).

As espécies amostradas também foram classificadas quanto à síndrome de dispersão de sementes em zoocóricas, anemocóricas, autocóricas (PIJL, 1982). Para a síndrome de dispersão foram utilizadas as seguintes literaturas: Miranda Neto et al. (2012a); Silva et al. (2012); Prado Junior et al. (2012); Costa et al. (2010).

3.6. Hábito de vida e origem das espécies amostradas

As espécies amostradas no estrato de regeneração natural, banco de sementes do solo e no plantio foram classificadas quanto ao seu hábito de vida em: gramínea, herbácea, subarbustiva, arbustiva e arbórea. Também foram classificadas quanto a sua origem em nativa e exótica para as espécies do banco de sementes e regeneração, e para as espécies do plantio foram classificadas em nativa do Brasil, nativa regional e exótica.

As classificações foram baseadas nas seguintes literaturas: Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013); Assis (2012); Costa et al. (2010); Miranda Neto et al. (2012a); Lorenzi (2008).

3.7. Análise estatística dos dados

Realizou-se o cálculo do valor médio e do desvio padrão, para as variáveis densidade de indivíduos, riqueza de espécies, síndrome de dispersão, categoria sucessional e hábito de vida, e feita a comparação entre estratos por meio de análise de variância (ANOVA), utilizando-se o teste F, com posterior teste Tukey, ao nível de 5% de significância. As análises estatísticas foram realizadas através do programa STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2004).

3.8. Avaliação da cobertura do solo por gramíneas invasoras

Em cada uma das 40 parcelas de 3 x 3 m, foi estimada a cobertura do solo por gramíneas invasoras. Determinou-se os parâmetros valor de cobertura (BRAUN-BLANQUET, 1979) e frequência absoluta (MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974). A determinação da cobertura de diferentes espécies está relacionada com a escala de valores médios da área coberta por estas. O grau de cobertura por parcela foi determinado por meio de avaliação visual, em porcentagem (0 – 100%), da área da parcela coberta por gramínea invasora, segundo a expressão (RONDON NETO, 1999):

$$VCi = \sum_{i=1}^n (Ci/n)$$

Em que:

VCi = valor de cobertura da i -ésima espécie, em %; Ci = porcentagens de cobertura da i -ésima espécie; n = número total de parcelas amostradas.

A frequência absoluta de cada espécie foi obtida pela expressão:

$$FAi = \frac{Ut}{Ui} \times 100$$

Em que:

FAi = Frequência absoluta da i -ésima espécie, em %; Ui = Número de unidades amostrais em que a espécie i foi amostrada; Ut = Número total de unidades amostrais.

A avaliação da porcentagem de cobertura do solo por gramíneas invasoras permite uma indicação da necessidade de sua intervenção sobre a área de plantio, por meio de técnicas de controle e manutenção (BRANCALION et al., 2012), evitando que essas espécies prejudiquem a regeneração natural da área e consequentemente o processo de sucessão.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Avaliação das espécies do plantio

Foram registradas na área amostral de 0,11 ha, 540 indivíduos arbóreos vivos, dos 700 plantados, pertencentes a 45 espécies e 18 famílias (Tabela 1). Portanto, houve uma taxa de mortalidade de 22,86%.

As quatro famílias mais representativas em número de indivíduos neste estudo foram: Fabaceae (197 indivíduos), Anacardiaceae (82 indivíduos), Solanaceae (76 indivíduos) e Euphorbiaceae (41 indivíduos), representando 73,33% dos indivíduos vivos (Tabela 1).

Foram amostradas 12 espécies com apenas um indivíduo, três espécies com apenas dois indivíduos e cinco espécies com apenas três indivíduos, correspondendo a 44,4% dos indivíduos.

Em uma área em processo de restauração por meio de plantio no espaçamento 4 x 3m, localizado na região do Pontal do Paranapanema-SP, com histórico de uso em monocultivos e pastagens, foram encontrados em 0,96 ha, 1.389 indivíduos arbóreos vivos, distribuídos em 45 espécies e 22 famílias, e uma taxa de mortalidade de 20,04% após 3 meses de implantação da restauração; e após 18 meses a taxa de mortalidade atingiu 50,20% do número de indivíduos arbóreos plantados, reduzindo para 868 indivíduos, 38 espécies e 20 famílias (RODRIGUES et al., 2010a).

Em uma área restaurada por meio de plantio de mudas nativas no espaçamento 3 x 2 m, onde o uso anterior era pastagem, em Sorocaba-SP, onde foram plantados 1.413 indivíduos ha⁻¹, distribuídos em 59 espécies e 26 famílias, a avaliação da área após dois anos de restauração constatou-se uma taxa de mortalidade de 31,29% dos indivíduos plantados (SCHIEVENIN et al., 2012).

A variação nos dados de taxa de mortalidade de áreas restauradas por meio de plantio de mudas nos diferentes estudos citados e neste estudo, pode estar relacionada a vários fatores, como o histórico de uso da área restaurada, a presença de espécies invasoras, o grau de degradação da área, a presença de pragas, a escolha das espécies para o plantio, a manutenção da área, entre outros. Schievenin et al. (2012), em seu estudo, relaciona a alta mortalidade dos indivíduos plantados na área restaurada à falta de manutenção, permitindo que espécies como braquiária e mamona atuem como competidoras com as espécies do plantio, além da compactação do solo que impede o

desenvolvimento das raízes das plantas, e da utilização de mudas de espécies pouco adaptadas às condições de clima e solo do local.

Tabela 1 - Relação das espécies do plantio registradas na área em restauração, Descoberto, MG. Número de indivíduos (NI); Origem: E = exótica, NR = nativa regional, NB = nativa do Brasil; Categoria Sucessional (CS): P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia, NC = não classificada; Síndrome de Dispersão (SD): Zoo = zoocórica, Ane = anemocórica, Auto = autocórica, NC = não classificada

Família	Espécies plantadas	NI	CS	SD	Origem
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	82	P	Zoo	NR
Annonaceae	<i>Annona muricata</i> L.	1	NC	NC	E
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	1	Si	Ane	NB
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex. Verl.	3	Si	Ane	NR
Boraginaceae	<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.	1	Si	NC	NB
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	14	NC	Zoo	E
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	40	Si	Auto	NB
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	Si	Auto	NR
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i> Willd.	1	P	Zoo	E
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	12	Si	Ane	NR
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	13	Si	Auto	NR
	<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	4	Si	Auto	NB
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	37	Si	Auto	NR
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R. A. Howard	31	Si	NC	NB
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	P	Zoo	NR
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	15	P	Auto	NB
	<i>Erythrina verna</i> Vell.	6	P	Auto	NR
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	4	St	Zoo	NR
	<i>Inga vera</i> Willd.	16	Si	Zoo	NR
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	12	P	NC	E
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	3	St	Ane	NR
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	3	Si	Ane	NR
	<i>Piptadenea gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr	31	Si	Auto	NR
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	5	Si	Ane	NB
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	1	P	Ane	NB
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby	1	P	Auto	NR
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	1	Si	Zoo	NR
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	8	St	Ane	NR

Continua...

Tabela 1 - Continuação

Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	1	Si	Zoo	NR
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	4	St	Ane	NR
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	11	Si	NC	E
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	St	Ane	NR
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	3	St	Zoo	NR
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	14	P	Zoo	E
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	31	Si	Zoo	NR
	<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	4	Si	Zoo	NR
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	6	St	Zoo	E
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	25	St	Zoo	NR
	<i>Genipa americana</i> L.	2	St	Zoo	NR
	<i>Genipa infudibuliformis</i> Zappi & Semir	10	NC	Zoo	NB
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	1	St	Auto	NB
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil	72	P	Zoo	NB
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1	P	Zoo	NR
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	3	P	Zoo	NR
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	2	P	Zoo	NR
	Morta	160			
Total		700			

Como o modelo de restauração utilizado no presente estudo foi o plantio adensado, é esperado a ocorrência de uma maior mortalidade em relação aos plantios convencionais, devido a própria competição entre as espécies e indivíduos da mesma espécie. Mas essa maior mortalidade, provavelmente, deveu-se a alta densidade (200 kg ha⁻¹) do *Cajanus cajan* (feijão guandu) semeada na área em restauração como adubo verde, que ocasionou forte competição por espaço e recursos como água e nutrientes e um maior sombreamento das espécies pioneiras e secundárias tardias.

É importante ressaltar que em algumas parcelas avaliadas a mortalidade foi elevada. Isso permitiu a abertura de clareiras na área, propiciando o desenvolvimento de espécies de gramíneas invasoras e trepadeiras, que por sua vez podem impedir o desenvolvimento das mudas, e possivelmente, levá-las a morte.

Beltrame e Rodrigues (2008), ao avaliar a influência da densidade de *Cajanus cajan* na mortalidade de espécies nativas plantadas para a restauração florestal, constataram que uma maior densidade de *Cajanus cajan* (duas plantas de *Cajanus cajan* entre duas plantas de espécies nativas - pioneira e não pioneira) aparentemente proporciona uma facilitação das espécies do plantio. Mas, posteriormente, aos 22 e 34 meses após o plantio, esta facilitação transforma-se em inibição, ocasionando a morte tanto das espécies nativas pioneiras como das não pioneiras.

A sobrevivência e o incremento em área basal das espécies nativas utilizadas em plantios de restauração florestal podem apresentar melhores resultados no consórcio com o *Cajanus cajan*, entretanto, as interações positivas desse consórcio dependem da densidade de plantio do *Cajanus cajan* e da duração do período de consorciação (BELTRAME e RODRIGUES, 2008).

Houve uma boa diversidade de espécies no plantio, contudo a densidade de indivíduos de muitas das espécies foi baixa. Isso pode comprometer os processos ecológicos futuro da área em restauração.

Das espécies utilizadas no plantio, sete são exóticas, e dessas tem-se a *Leucaena leucocephala* que é uma espécie invasora. Este fato é preocupante, pois, esta espécie é muito agressiva, principalmente em ambientes mais abertos, como a área do presente estudo. Portanto, é importante o monitoramento desta espécie para verificar se não há indícios de alta disseminação e/ou efeitos deletérios ao desenvolvimento das espécies nativas do plantio e das espécies regenerantes, por essa espécie invasora. Na ocorrência destes indícios, é recomendado o corte ou anelamento dos indivíduos desta espécie exótica invasora e a substituição por mudas de espécies nativas.

O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 2,90 e o índice de equabilidade foi de 0,759. Esses valores indicam uma área com baixa diversidade e floristicamente heterogênea com baixa dominância ecológica.

Em uma área em processo de restauração por meio de plantio, localizado na região do Pontal do Paranapanema-SP, com histórico de uso em monocultivos e pastagens, com idade de plantio de 18 meses, foi obtido um índice de diversidade de Shannon (H') de 2,76 (RODRIGUES et al., 2010a); em estudo de recuperação de área ciliar através de plantio de mudas, em Arujá-SP, com idade aproximada de um ano e oito meses foi encontrada uma diversidade (H') de 3,22 (CESNIK e PRUDENTE, 2011); já em reflorestamento de restauração de matas ciliares, em Médio Vale do Paranapanema-SP, com idades do plantio de 1 e 3 anos, foram obtidos índice de diversidade de Shannon de 1,64; 2,34; 2,73 e 1,75; 2,37; 2,91, respectivamente (MELO e DURIGAN, 2007).

Os índices de diversidade encontrados neste estudo e em outros estudos com restauração florestal de idades aproximadas não apresentaram grandes variações, com o índice do presente estudo um pouco maior que a maioria das áreas citadas. Áreas com maiores diversidades podem apresentar maior capacidade de recuperação, melhor ciclagem de nutrientes, maior conservação do solo, maior atratividade a fauna e mais resistência a pragas e doenças (MARTINS, 2009a; BRANCALION et al., 2010).

Considerando todos os indivíduos amostrados, as duas espécies com maior valor de importância (VI) foram *Solanum lycocarpum* (14,7%) e *Schinus terebinthifolius* (10,8%) (Figura 14). Com relação às famílias, destaque para Fabaceae e Solanaceae, perfazendo 41,0% do VI total.

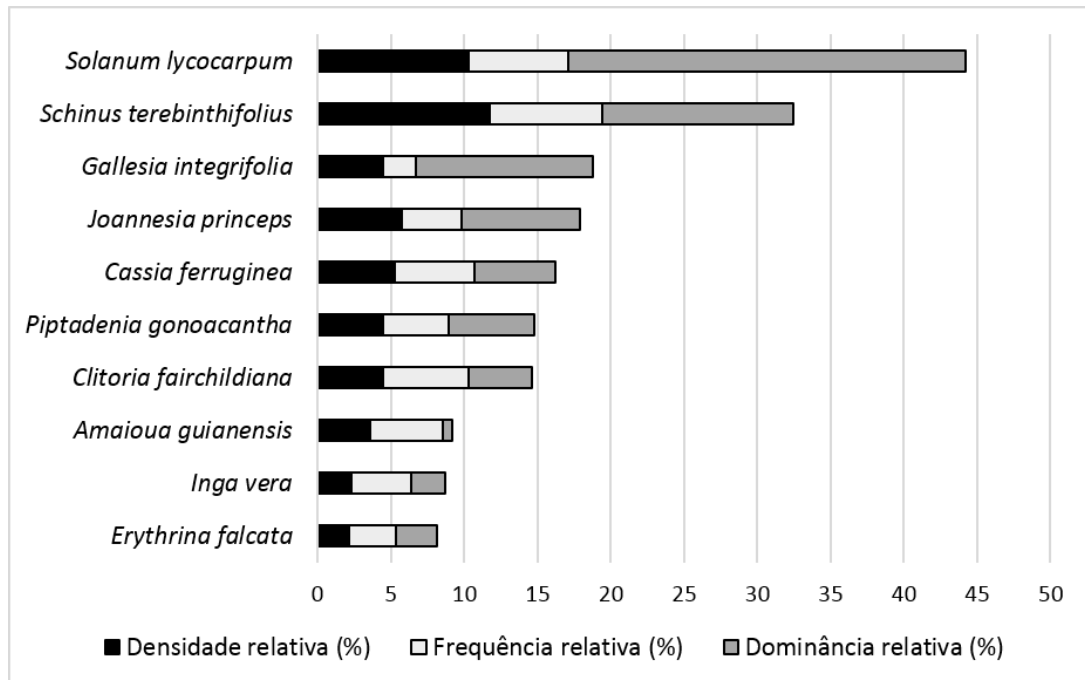


Figura 14 – Espécies que apresentaram maiores valores de importância (VI).

Solanum lycocarpum cresce e se desenvolve em condições ambientais desfavoráveis e suporta períodos de seca prolongados (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2003). Essa espécie é bem adaptada às condições de estresse hídrico no seu crescimento e desenvolvimento inicial, como maior eficácia do sistema radicular (VIDAL et al., 1999) e ajustamento osmótico, em função do acúmulo de carboidratos solúveis nas folhas e raízes (CHAVES FILHO e STACCIARINI-SERAPHIN, 2001). Isso permite a sua ocupação e sobrevivência em ambientes degradados e áreas descobertas (OLIVEIRA-FILHO e OLIVEIRA, 1988).

Schinus terebinthifolius apresenta alta plasticidade de colonização, se estabelecendo em solos úmidos, arenosos, secos e arenosos a argilosos (LENZI e ORTH, 2004). Devido a características como, agressividade competitiva, tolerância higromórfica, boa interação biótica, caráter pioneiro, *Schinus terebinthifolius* obtém bastante sucesso na regeneração em ambientes fortemente edáficos e antropizados (KAGEYAMA e GANDARA, 2000).

Na distribuição das espécies por categoria sucessional, 28,9% das espécies plantadas pertencem ao grupo das pioneiras, 44,4% ao grupo das secundárias iniciais, 20,0% ao grupo das secundárias tardias e 6,7% não foram classificadas. Em nível de indivíduos, houve maior porcentagem da categoria secundária inicial, com 46,3% dos indivíduos, seguido pelas pioneiras, com 39,1% (Figura 15). Houve uma elevada proporção de espécies e indivíduos pertencentes aos grupos iniciais de sucessão.

O plantio em maior densidade de espécies pioneiras e secundárias iniciais é bastante utilizado em reflorestamentos para restauração de áreas degradadas, pois essas espécies apresentam crescimento e desenvolvimento mais rápido e proporcionam condições edafoclimáticas favoráveis ao desenvolvimento das espécies tardias. Porém, uma densidade muito elevada de espécies pertencentes ao grupo das pioneiras pode comprometer os processos ecológicos futuro da área em restauração (RODRIGUES et al., 2010a). Portanto, uma maior atenção a esta questão é importante para o sucesso da restauração e o alcance futuro da sustentabilidade do sistema.

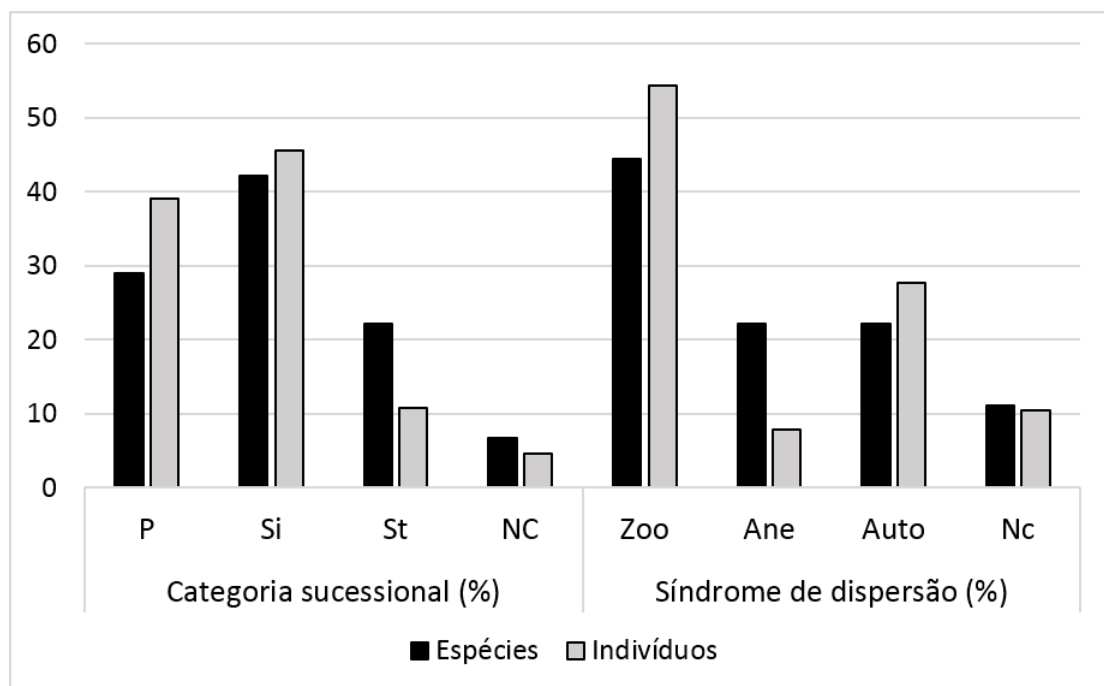


Figura 15 – Distribuição, por categoria sucessional e síndrome de dispersão, das espécies e indivíduos mensurados, pertencentes ao plantio, da área em restauração, Descoberto, MG. P = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia; NC = não classificada; Zoo = zoocoria; Ane = anemocoria; Auto = autocoria; Nc = não classificada.

A proporção de espécies e indivíduos com dispersão zoocórica se sobressaiu das demais, com 42,2% de espécies e 48,5% de indivíduos. A dispersão anemocórica foi a segunda em relação a espécies (24,4%) e com relação a indivíduos foi a dispersão autocórica (27,6%) (Figura 15).

A utilização de espécies zoocóricas em plantios de restauração é importante para a atração da fauna, principalmente, dispersora. Animais dispersores de propágulos são fundamentais no favorecimento da complexidade de interações ecológicas. A relação planta-frugívoro se torna essencial na aceleração da sucessão florestal de áreas em restauração (BARBOSA et al., 2012).

As espécies que mais contribuíram para a cobertura de copa foram a *Schinus terebinthifolius*, *Solanum lycocarpum* e *Joannesia princeps*, perfazendo juntas 30,36% de cobertura de copa (Tabela 2). É importante observar que um fator que contribuiu para essa maior cobertura de copas por essas espécies foi o número elevado de indivíduos dessas espécies no plantio, em relação as demais.

Tabela 2 – Estrutura das espécies pertencentes ao plantio, da área em restauração, Descoberto, MG. AC = área de copa; Amin = altura mínima; Amax = altura máxima; Amed = altura média; Dmin = diâmetro mínimo; Dmax = diâmetro máximo; Dmed = diâmetro médio

Espécies	AC (m ²)	%Copa	Amin (m)	Amax (m)	Amed (m)	Dmin (cm)	Dmax (cm)	Dmed (cm)
<i>Acacia mangium</i>	2,38	0,22	3,9	3,9	3,9	8,0	8,0	8,0
<i>Amaioua guianensis</i>	21,49	1,99	0,7	2,3	1,3	0,6	4,5	2,1
<i>Anadenanthera peregrina</i>	16,20	1,50	1,1	3,5	1,9	0,8	6,8	3,7
<i>Annona muricata</i>	0,76	0,07	1,4	1,4	1,4	2,9	2,9	2,9
<i>Bauhinia forficata</i>	8,53	0,79	0,8	2,6	1,6	1,3	5,4	3,1
<i>Byrsonima sericea</i>	0,32	0,03	1,1	1,1	1,1	1,6	1,6	1,6
<i>Caesalpinia peltophoroides</i>	5,40	0,50	1,6	2,0	1,8	3,5	5,7	4,8
<i>Cariniana estrellensis</i>	4,64	0,43	1,2	2,3	1,8	2,2	4,5	3,2
<i>Cassia ferruginea</i>	69,98	6,48	0,8	4,5	2,3	2,2	9,9	5,1
<i>Cecropia hololeuca</i>	1,08	0,10	1,2	5,0	3,1	1,8	8,0	4,9
<i>Cedrela fissilis</i>	0,65	0,06	0,3	0,6	0,4	0,6	4,8	2,7
<i>Ceiba speciosa</i>	2,38	0,22	1,2	2,5	1,8	3,7	9,6	6,3
<i>Clitoria fairchildiana</i>	37,37	3,46	0,6	4,0	2,2	1,1	10,8	4,7
<i>Cordia magnoliifolia</i>	0,86	0,08	0,8	0,8	0,8	3,8	3,8	3,8
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	0,32	0,03	2,0	2,0	2,0	4,8	4,8	4,8
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0,22	0,02	1,6	1,6	1,6	3,2	3,2	3,2
<i>Eriobotrya japonica</i>	2,59	0,24	1,2	1,6	1,5	2,0	3,6	2,8
<i>Erythrina falcata</i>	5,51	0,51	1,3	2,7	1,8	3,2	8,9	5,8

Continua...

Tabela 2 - Continuação

<i>Erythrina verna</i>	3,89	0,36	1,0	2,5	1,8	4,1	12,4	7,0
<i>Gallesia integrifolia</i>	64,91	6,01	1,3	4,4	3,0	2,9	15,3	8,2
<i>Genipa americana</i>	1,73	0,16	1,5	2,0	1,8	3,6	5,1	4,3
<i>Genipa infudibuliformis</i>	4,75	0,44	0,6	1,8	1,1	1,3	2,6	2,1
<i>Guarea macrophylla</i>	0,76	0,07	1,1	1,3	1,2	2,4	3,5	2,8
<i>Hymenaea courbaril</i>	2,05	0,19	0,5	1,6	0,9	1,6	2,6	2,0
<i>Inga vera</i>	22,61	2,09	1,2	3,0	1,8	1,6	10,2	4,9
<i>Joannesia princeps</i>	74,83	6,93	1,0	5,0	2,5	1,9	12,7	5,9
<i>Leucaena leucocephala</i>	9,99	0,93	0,9	4,0	2,3	1,9	5,1	3,4
<i>Maprounea guianensis</i>	0,05	0,00	1,5	1,5	1,5	3,4	3,4	3,4
<i>Myroxylon peruiferum</i>	10,56	0,98	1,7	5,0	3,2	3,1	8,3	5,2
<i>Pachira glabra</i>	5,13	0,47	1,1	2,1	1,6	1,9	4,8	3,3
<i>Peltophorum dubium</i>	7,16	0,66	2,5	4,1	3,1	4,5	7,0	6,2
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	69,45	6,43	1,2	4,5	2,9	1,0	11,1	5,6
<i>Plathymenia reticulata</i>	7,06	0,65	1,9	2,5	2,1	3,8	8,3	7,3
<i>Sapindus saponaria</i>	0,79	0,07	1,9	1,9	1,9	3,0	3,0	3,0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	293,47	27,17	0,8	4,5	2,1	2,9	12,1	5,3
<i>Schizolobium parahyba</i>	3,14	0,29	1,8	1,8	1,8	4,1	4,1	4,1
<i>Sequiaria langsdorffii</i>	3,06	0,28	1,3	3,3	2,6	4,0	11,5	8,0
<i>Senna macranthera</i>	0,79	0,07	2,1	2,1	2,1	2,9	2,9	2,9
<i>Senna multijuga</i>	0,79	0,07	2,4	2,4	2,4	1,9	1,9	1,9
<i>Solanum lycocarpum</i>	283,62	26,26	1,2	5,0	2,9	1,8	20,1	7,6
<i>Solanum mauritianum</i>	0,95	0,09	3,5	3,5	3,5	4,8	4,8	4,8
<i>Solanum paniculatum</i>	9,15	0,85	2,1	4,4	3,5	9,9	21,0	14,2
<i>Syzygium cumini</i>	7,95	0,74	0,9	1,8	1,4	1,0	4,8	2,6
<i>Terminalia catappa</i>	8,34	0,77	0,7	3,1	1,8	1,0	9,9	3,5
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	2,36	0,22	1,8	2,5	2,2	2,8	4,9	4,0
Total	1.080,00	100,00						

Em projetos de restauração realizados por meio de plantios baseados nos princípios da sucessão secundária, é esperado que a cobertura de copas tenha a função de interferir no regime de luz e diminuir o impacto das gotas de chuvas no solo. Isso pode promover, respectivamente, o sombreamento do terreno e a estabilização do solo. Desse modo, o sombreamento tem a capacidade de diminuir ou até acabar com as ervas invasoras que competem com as mudas, além de fornecer condições micro ambientais favoráveis para o estabelecimento de espécies de sucessão mais avançada (IGNÁCIO et al., 2007). Este fato pode ser observado na área do presente estudo, onde em alguns locais em que a cobertura de copa já permite um sombreamento mais denso sobre o solo com presença de gramíneas invasoras, essas gramíneas estão entrando em senescência, devido o impedimento físico da incidência luminosa causado pelas copas dos indivíduos pertencentes ao plantio.

Com relação ao crescimento em altura, plantas de determinadas espécies tiveram uma variação grande quanto à altura mínima e máxima, como é o caso das espécies *Cassia ferruginea*, *Cecropia hololeuca*, *Clitoria fairchildiana*, *Gallesia integrifolia*, *Joannesia princeps*, *Piptadenia gonoacantha*, que são espécies de rápido crescimento (Tabela 2).

Um fator que, possivelmente, proporcionou essa variação no crescimento de determinadas plantas das espécies do plantio foi a grande densidade de *Cajanus cajan*, semeada na área como adubo verde. Esta espécie proporcionou sombreamento em algumas mudas plantadas, prejudicando em determinados momentos o desenvolvimento das espécies pioneiras e secundárias iniciais, que necessitam de maior luminosidade para o seu crescimento inicial. Além disso, o *Cajanus cajan* deve estar competindo com as espécies do plantio por água e nutrientes.

Com relação à altura média das plantas utilizadas no plantio, algumas espécies pioneiras e secundárias iniciais se sobressaíram em relação a demais espécies da mesma categoria sucessional, como *Acacia mangium*, *Cecropia hololeuca*, *Solanum mauritianum*, *Solanum paniculatum* e *Peltophorum dubium*.

Algumas espécies secundárias tardias se sobressaíram em relação à algumas espécies de início de sucessão (pioneiras e secundárias iniciais), como *Myroxylon peruiferum*, *Sapindus saponaria*, *Genipa americana*, *Cariniana estrellensis* e *Ceiba speciosa* (Tabelas 1 e 2). Novamente, um dos fatores que pode ter contribuído para este resultado foi a grande densidade do *Cajanus cajan*, que ao proporcionar um maior sombreamento, provavelmente, favoreceu melhor desenvolvimento das espécies tardias perante algumas pioneiras e secundárias tardias.

A altura média das espécies plantadas variou de 0,40 m a 3,90 m. Em área de mineração de areia restaurada por meio de plantio, em São Paulo-SP, com 5 anos de restauração, o crescimento das espécies nativas da revegetação variaram de 0,70 m a 5,00 m (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005). Apesar do presente estudo apresentar valores menores, nota-se que o crescimento das espécies deste é mais eficiente, pois angariou maior altura em menor tempo.

Quanto ao diâmetro médio, destaque para as pioneiras *Solanum paniculatum*, *Acacia mangium* e *Solanum lycocarpum* e secundárias iniciais *Gallesia integrifolia* e *Seguieria langsdorffii*, que obtiveram os maiores diâmetros. Entre as espécies secundárias tardias destaque para *Ceiba speciosa*, *Myroxylon peruiferum* e *Genipa americana*, que obtiveram diâmetro médio superior a outras 22 espécies, e entre essas, diversas pioneiras e secundárias iniciais. Este fato ocorre, possivelmente, pelo maior

sombreamento ocasionado pelo *Cajanus cajan*, que pode ter beneficiado as plantas pertencentes ao grupo das secundárias tardias.

As espécies que se destacaram tanto em crescimento em altura média quanto no desenvolvimento em área basal (diâmetro médio) e cobertura de copa se mostram potencialmente favoráveis para a revegetação de áreas degradadas por mineração de bauxita, pois propiciaram melhor recobrimento do solo, o que é desejável para áreas em restauração para que a sucessão da área avance rapidamente, propicie o desenvolvimento do estrato de regeneração natural e forme uma barreira para o desenvolvimento de gramíneas invasoras. As espécies com maiores destaques, ao analisar os três parâmetros conjuntamente, foram: *Anadenanthera peregrina*, *Solanum paniculatum*, *Solanum lycocarpum*, *Myroxylon peruiferum*, *Gallesia integrifolia* e *Schinus terebinthifolius*.

A adubação verde visa a proteção do solo, a melhoria e manutenção das características físicas, químicas e biológicas do solo (MOREIRA, 2004). A espécie *Cajanus cajan* é muito utilizada para esta finalidade, pois possui um sistema radicular profundo e muito ramificado (AZEVEDO et al., 2007), além de promover um rápido sombreamento da área, impedindo o desenvolvimento de gramíneas invasoras, e de propiciar a fixação biológica de nitrogênio, quando em associação com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico. Isso permite maior disponibilidade do nitrogênio para as plantas que não possuem associação com estas bactérias.

Martins (2011), ressalta que na utilização de adubo verde em áreas de restauração florestal deve-se atentar para o coroamento das mudas de plantio, deixando-as livre de competição interespecífica, para que o efeito competidor das leguminosas fixadoras de nitrogênio, utilizadas como adubo verde, atue apenas nas entrelinhas de plantio e não comprometa o desenvolvimento das mudas plantadas.

Neste estudo, na área em restauração avaliada, a utilização de *Cajanus cajan* em alta densidade (200 kg ha⁻¹), semeado a lanço e sem manutenção (corte) após 18 meses, não se mostrou o método mais adequado. A utilização de uma menor densidade de *Cajanus cajan*, aproximadamente 40 kg ha⁻¹, com a semeadura nas entrelinhas de plantio e seu corte após seis meses a um ano da sua implantação, e com posterior deposição na área para servir como cobertura morta pode ser uma alternativa para o alcance de melhores resultados quanto ao desenvolvimento das mudas do plantio e das condições químicas, físicas e biológicas do solo.

A área em restauração já possui 18 meses de restauração e a espécie *Cajanus cajan* ainda está presente. Portanto, a sua retirada é recomendada para que os processos

ecológicos e o avanço sucessional possa acontecer com o enriquecimento da área por propágulos advindos de fragmentos florestais adjacentes e da própria área, quando as espécies alcançarem o período reprodutivo.

As espécies do plantio, mesmo ainda no estágio inicial de desenvolvimento, já proporcionam benefícios para a área em restauração, com cobertura do solo, através de suas copas e da deposição de serapilheira, protegendo-o contra o impacto das gotas de chuva e mantendo maior umidade. Além disso, as espécies pioneiras já propiciam o melhor desenvolvimento das espécies tardias, fazendo com que a sucessão avance de forma satisfatória, havendo maior atração à fauna e conseqüentemente maior dispersão de propágulos, enriquecendo a área com espécies de fragmentos adjacentes.

A restauração através do plantio de mudas tem a capacidade de mitigar muitos efeitos e impactos ambientais, permitindo que a área consiga restabelecer algumas de suas características existentes antes do impacto ou degradação sofrido, como a intensificação das interações ecossistêmicas e a recomposição da camada superficial de solo (PEREIRA et al., 2012). Mas, segundo estes autores, é importante o conhecimento da ecologia das espécies que serão utilizadas, pois cada uma possui diferenciado ritmo de crescimento e desenvolvimento, e esse conhecimento é primordial para o sucesso de um projeto de restauração florestal.

4.2. Banco de sementes do solo

4.2.1. Florística e estrutura

Foram registrados 394 plântulas emergidas (131plântulas m⁻²), pertencentes a 11 famílias e 31 espécies, distribuídas entre herbáceas, gramíneas, subarborescentes, arbustivas e arbóreas. Destas, três permaneceram indeterminadas e três foram identificadas apenas em nível de gênero (Tabela 3).

Estudos com banco de sementes do solo em áreas restauradas por meio de plantio com diferentes idades de restauração, em domínio de Floresta Estacional Semidecidual, mostram diferentes resultados quanto a densidade de plântulas: 554 plântulas m⁻² em uma área com 6 anos de restauração e 1.056 plântulas m⁻² em uma área com 9 anos de restauração, ambas com área de 1,87 m² de solo amostradas (SORREANO, 2002); 246 plântulas m⁻² em uma área com 10 anos de restauração (SIQUEIRA, 2002).

Tabela 3 – Composição florística das espécies recrutadas no banco de sementes do solo da área em restauração, Descoberto, MG, com indicação do hábito de vida: Her = herbácea; Arb = arbusto, SubArb = subarbusto, Arv = árvore, Gra: gramínea; origem: N = Nativa, E = Exótica, NC = não classificada; síndrome de dispersão (SD): Ane = anemocórica, Auto = autocórica, Zoo = zoocórica, NC = não classificada; e da categoria sucessional (CS): P = pioneira; NC = não classificada

Família	Espécie	Hábito	Origem	SD	CS
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	Arb	Nativa	NC	NC
	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) Sweet	Her	Nativa	NC	NC
	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Her	Nativa	Ane	NC
	<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Her	Nativa	NC	NC
	<i>Sigesbeckia orientalis</i> L.	Her	NC	NC	NC
	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Her	Exótica	NC	NC
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Her	Nativa	NC	NC
	<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H. Rob.	Arb	Nativa	NC	NC
Brassicaceae	<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Her	Exótica	NC	NC
	<i>Lepidium virginicum</i> L.	Her	Exótica	NC	NC
Fabaceae	<i>Aeschynomene</i> sp.	Arb	NC	NC	NC
	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	Her	Nativa	NC	NC
Indeterminada	Indeterminada 1	NC	NC	NC	NC
	Indeterminada 2	NC	NC	NC	NC
	Indeterminada 3	NC	NC	NC	NC
Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	SubArb	Nativa	NC	NC
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Her	Nativa	Zoo	NC
	<i>Waltheria indica</i> L.	Her	Nativa	NC	NC
Melastomataceae	<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	Arb	Nativa	Zoo	P
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Arv	Nativa	Zoo	P
Onagraceae	<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	Arb	Nativa	NC	NC
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Her	Nativa	Auto	NC
Poaceae	<i>Digitaria</i> sp.	Gra	NC	NC	NC
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Gra	Exótica	Ane	NC
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv	Gra	Exótica	NC	NC
	<i>Paspalum</i> sp.	Her	NC	NC	NC
	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster	Gra	Exótica	Ane	NC
	Rubiaceae	<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	Her	Nativa	NC
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.		Her	Nativa	NC	NC
<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltldl.) Delprete		Her	Nativa	NC	NC
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Her	Nativa	Zoo	NC

Em uma floresta secundária em área de mineração de caulim na Zona da Mata de Minas Gerais foi encontrada no banco de sementes do solo uma densidade de 857,6 plântulas m^{-2} (MARTINS et al., 2008a). Braga et al. (2008) obteve em seu estudo em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual secundário em Viçosa, na Zona da Mata de Minas Gerais, com aproximadamente 40 anos em processo de restauração natural, uma densidade de 101,6 plântulas m^{-2} . Garwood (1989) indica uma densidade média de 1.650 plântulas m^{-2} e 380 plântulas m^{-2} em florestas tropicais secundárias e primárias, respectivamente.

O banco de sementes do solo de áreas em início de sucessão tendem a possuir um maior número de sementes, e com o avanço sucessional da área há diminuição da quantidade de sementes viáveis, como observado em vários estudos (LEAL FILHO, 1992; ARAÚJO et al., 2001; BAIDER et al, 2001; SORREANO, 2002). Entretanto, a densidade do banco de sementes do presente estudo foi baixa, típico de florestas em estágio sucessional avançado, mas a composição do banco de sementes representado pelo elevado número de espécies, principalmente herbáceas, caracteriza um banco de sementes de estágios iniciais da sucessão. Essa aparente contradição pode ser explicada pelo fato de se tratar de uma área em restauração, com plantio de árvores em sua maioria pioneiras, e pelo período de restauração ser muito curto. É importante ressaltar que no momento da coleta do banco de sementes para a sua avaliação em casa de sombra, a área estava com apenas 10 meses de restauração, portanto as espécies do plantio ainda estavam em fase de crescimento e desenvolvimento, não tendo ainda alcançado a fase reprodutiva. Assim, estas espécies ainda não colaboravam para a formação do banco de sementes do solo na área em restauração.

Franco et al. (2012) ressaltam que 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, além da fauna dispersora.

A maioria das espécies e indivíduos amostrados no banco de sementes do solo são herbáceos, obtendo-se apenas uma espécie arbórea e cinco arbustivas (Tabela 3). Martins et al. (2008a), também obteve maior número de indivíduos e espécies herbáceas no estudo do banco de sementes, conduzido em casa de sombra, de uma área de deposição de estéril da mineração de caulim, em Brás Pires-MG, que está há 20 anos em processo de regeneração natural, estando atualmente ocupada por uma vegetação florestal secundária.

A maior densidade de indivíduos e riqueza de espécies herbáceas são comumente encontradas no banco de sementes do solo em áreas no início de sucessão,

pois são estas espécies que se adaptam melhor em áreas perturbadas e melhoram as condições do solo, em termos de melhor retenção de água, evitando processos erosivos e propiciando posteriormente a formação de matéria orgânica no solo, proporcionando condições melhores para o desenvolvimento de espécies arbustivo-arbóreas pioneiras. Portanto, estas espécies são fundamentais no processo de sucessão de uma área alterada, atuando no primeiro estágio de colonização destas áreas (ARAÚJO et al., 2004).

A família de maior riqueza foi Asteraceae, com oito espécies, destas, seis são herbáceas, seguida da família Poaceae com cinco espécies, sendo uma espécie herbácea e quatro gramíneas (Tabela 3). Franco et al. (2012) estudando o banco de sementes em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual, em Minas Gerais, também encontraram um maior número de espécies herbáceas no banco de sementes, destacando-se a família Asteraceae com maior número de espécies. Da mesma forma, Baider et al. (2001) também observaram uma forte influência das famílias Asteraceae e Poaceae em seu estudo.

Porém, é importante observar a presença de espécies exóticas invasoras, como a *Melinis minutiflora* e *Urochloa brizantha*, presentes neste estudo, que apesar de sua baixa densidade no banco, são espécies muito agressivas e podem prejudicar o processo de sucessão da área impedindo que as espécies ruderais e pioneiras nativas, que facilitam o desenvolvimento de espécies tardias, se estabeleçam e desenvolvam na área em restauração. A grande capacidade de crescimento, reprodução e disseminação destas espécies gramíneas e herbáceas invasoras, podem dificultar ou até impedir o estabelecimento de espécies nativas importantes para o processo de cicatrização e sucessão da floresta, evidenciando o perigo da ocupação dessas espécies invasoras após a ocorrência de distúrbios (FRANCO et al., 2012). Portanto, é de suma importância o controle destas espécies em áreas restauradas para que o projeto de restauração não seja comprometido.

Com o avanço da sucessão em florestas secundárias há uma tendência em diminuir a densidade de espécies herbáceas no banco de sementes do solo e um aumento na densidade de espécies arbóreas (LEAL FILHO, 1992; BAIDER et al., 2001; DALLING, 2002). Além disso, com o isolamento da área dos fatores de degradação e o controle das espécies herbáceas que possam comprometer o processo de sucessão, ao longo do tempo, os remanescentes florestais existentes próximos a área restaurada podem enriquecer o banco do solo com sementes de espécies arbóreas. Entretanto, Martins et al. (2008a) ressalta que este processo pode ser acelerado através da semeadura de espécies arbóreas nativas na área em restauração.

Comparando as espécies do plantio com as espécies germinadas no banco de sementes, não houve nenhuma espécie em comum. Já com relação às espécies do estrato arbustivo-arbóreo presentes na regeneração, houve apenas uma espécie (*Chromolaena laevigata*) comum aos dois ambientes (banco de sementes do solo e regeneração). Isso mostra que as espécies do plantio ainda não estão contribuindo para a formação do banco de sementes do solo, devido ainda não terem alcançado a fase reprodutiva, como já mencionado anteriormente. Portanto, as sementes presentes no solo estão chegando na área pela dispersão de espécies presentes em áreas do entorno. Próximo à área estudada existem fragmentos florestais secundários e áreas de pastagem, que podem influenciar na composição florística da área em restauração.

As espécies *Cardamine bonariensis* e *Spermacoce latifolia* foram as que se destacaram em número de indivíduos no banco de sementes do solo (Tabela 4). Porém a maior densidade destas espécies foi no estrato 4 (Tabela 5), se restringindo a duas parcelas deste tratamento. Com as condições oferecidas em casa de sombra, a germinação das sementes destas duas espécies foi favorecida. Entretanto, não se pode inferir que estas espécies dominam o banco de sementes da área, devido ao registro de sua ocorrência em apenas duas parcelas de um único estrato. Costalonga (2006) também encontrou estas duas espécies no banco de sementes, proveniente de pastagem e de plantio de eucalipto, analisado em casa de sombra.

A espécie *Cardamine bonariensis* é uma espécie nativa da Europa e disseminada nas regiões sul e sudeste do Brasil, propagando-se por meio de sementes e preferindo locais úmidos e sombreados (LORENZI, 2008). Como o banco de sementes da área de estudo foi analisado em casa de sombra, com 50% de sombreamento e irrigação diária, estas condições favoreceram a germinação dessa espécie.

Cardamine bonariensis produz uma grande quantidade de sementes pequenas, que são dispersas a grandes distâncias, por deiscência explosiva do fruto (RODRIGUES et al., 2007b). Porém, as condições ambientais da área de estudo não estão sendo propícias para a germinação desta espécie. Todavia, é importante a observação de seu desenvolvimento na área ao decorrer do processo de sucessão em caso de haver a necessidade de seu controle.

As espécies com maior frequência foram *Phyllanthus tenellus*, *Gnaphalium purpureum*, *Sonchus asper* e *Paspalum* sp (Tabela 4). Mostrando a melhor distribuição dessas espécies nas parcelas amostradas.

Tabela 4 – Parâmetros fitossociológicos para as espécies registradas no banco de sementes do solo de uma área de mineração de bauxita em restauração, Descoberto, MG. NI = número de indivíduos; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa

Espécies	NI	DR (%)	FA	FR (%)
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	117	29,71	10,0	3,58
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	59	14,98	20,0	7,15
<i>Paspalum</i> sp.	35	8,89	22,5	8,05
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	34	8,64	30,0	10,71
<i>Digitaria</i> sp.	32	8,12	17,5	6,25
<i>Emilia coccinea</i> (Sims) Sweet	28	7,11	20,0	7,14
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	21	5,33	22,5	8,04
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	10	2,54	22,5	8,04
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H. Rob.	8	2,03	17,5	6,25
Indeterminada 2	6	1,52	12,5	4,46
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	5	1,27	10,0	3,57
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	5	1,27	10,0	3,57
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	4	1,02	5,0	1,79
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	4	1,02	5,0	1,79
<i>Lepidium virginicum</i> L.	3	0,76	7,5	2,68
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv	3	0,76	5,0	1,79
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	3	0,76	7,5	2,68
<i>Zornia reticulata</i> Sm.	3	0,76	2,5	0,89
Indeterminada 3	2	0,51	2,5	0,89
<i>Aeschynomene</i> sp.	1	0,25	2,5	0,89
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	1	0,25	2,5	0,89
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	1	0,25	2,5	0,89
Indeterminada 1	1	0,25	2,5	0,89
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	1	0,25	2,5	0,89
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1	0,25	2,5	0,89
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	1	0,25	2,5	0,89
<i>Sida rhombifolia</i> L.	1	0,25	2,5	0,89
<i>Solanum americanum</i> Mill.	1	0,25	2,5	0,89
<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltld.) Delprete	1	0,25	2,5	0,89
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster	1	0,25	2,5	0,89
<i>Waltheria indica</i> L.	1	0,25	2,5	0,89
Total	394	100,00	280,00	100,00

4.2.2. Estratos

De acordo com a distância dos estratos estabelecidos para verificar a influência do fragmento florestal secundário adjacente a área de estudo, na densidade de indivíduos e riqueza de espécies do banco de sementes do solo, e atendendo as

pressuposições de homocedasticidade e homogeneidade dos dados, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os estratos. Isso mostra que a maior proximidade dos estratos 1 e 2 da floresta secundária não influenciou no número de espécies e indivíduos.

No estrato 4, apenas duas espécies fez com que a densidade de indivíduos fosse superior aos demais estratos (Tabela 5). Das 17 espécies registradas nesse estrato, *Cardamine bonariensis* e *Spermacoce latifolia* contribuiu com 80,63% do total de indivíduos.

Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os estratos para forma de vida, em nível de indivíduos e espécies, encontradas na área, de acordo com a distância dos estratos em relação a floresta secundária adjacente a área em restauração. Porém, dentro de cada estrato houve diferença significativa ($0,01 > p > 0,05$) para forma de vida, em nível de indivíduos e espécies (Figuras 16 e 17).

A forma de vida herbácea predominou em todos os estratos, tanto em número médio de indivíduos quanto de espécies, tendo diferença significativa dentro dos estratos, exceto para o número médio de indivíduos nos estratos 3 e 4. No estrato 4, apesar da grande diferença no número médio de indivíduos herbáceos para as demais formas de vida, o desvio padrão foi muito alto, o que pode explicar a não diferença estatística neste estrato.

Tabela 5 – Número de plântulas registradas, por espécie, em cada estrato do banco de sementes de uma área de mineração de bauxita em restauração, Descoberto, MG.

Família	Espécies	E1	E2	E3	E4	E5
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata</i>	-	-	1	-	-
	<i>Emilia coccinea</i>	7	1	4	2	14
	<i>Erechtites hieracifolius</i>	-	-	1	-	3
	<i>Gnaphalium purpureum</i>	11	5	1	1	3
	<i>Siegesbeckia orientalis</i>	-	2	-	1	-
	<i>Sonchus asper</i>	4	1	1	3	1
	<i>Sonchus oleraceus</i>	-	-	-	1	3
	<i>Vernonanthura westiniana</i>	2	-	2	2	2
	Brassicaceae	<i>Cardamine bonariensis</i>	-	24	6	87
<i>Lepidium virginicum</i>		-	2	1	-	-
Fabaceae	<i>Aeschynomene</i> sp.	-	-	-	1	-
	<i>Zornia reticulata</i>	3	-	-	-	-
Indeterminada	Indeterminada 1	-	1	-	-	-
	Indeterminada 2	1	2	3	-	-
	Indeterminada 3	-	-	-	2	-

Continua...

Tabela 5 - Continuação

Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i>	-	1	-	-	-
	<i>Sida rhombifolia</i>	-	-	-	-	1
	<i>Waltheria indica</i>	-	-	1	-	-
Melastomataceae	<i>Leandra niangaeformis</i>	-	-	1	3	1
	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	-	-	-	1	-
Onagraceae	<i>Ludwigia sericea</i>	-	-	1	-	-
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i>	2	13	3	8	8
Poaceae	<i>Digitaria</i> sp.	21	1	7	1	2
	<i>Eleusine indica</i>	1	-	-	-	-
	<i>Melinis minutiflora</i>	-	2	-	1	-
	<i>Paspalum</i> sp.	17	1	3	3	11
	<i>Urochloa brizantha</i>	-	1	-	-	-
Rubiaceae	<i>Diodella teres</i>	1	3	1	-	-
	<i>Spermacoce latifolia</i>	12	1	3	42	1
	<i>Spermacoce palustris</i>	-	-	-	1	-
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>	-	1	-	-	-
Total		82	62	40	160	50

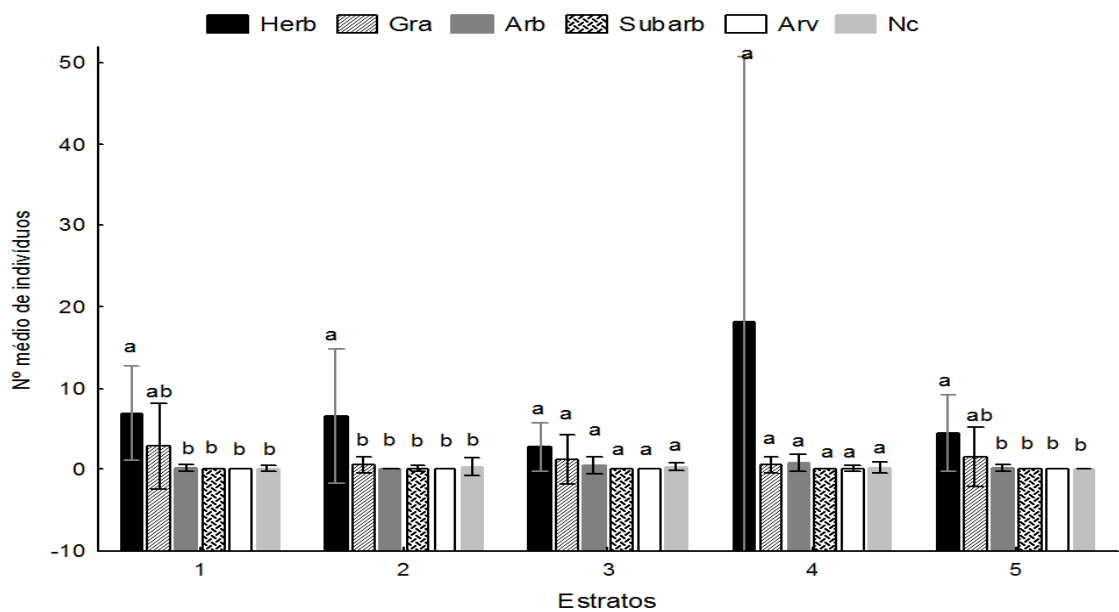


Figura 16 – Distribuição, por hábito de vida, dos indivíduos registrados no banco de sementes da área em restauração, Descoberto, MG. Her = herbácea; Gra = gramínea; Arb = arbustiva; Subarb = subarbustiva; Arv = arbórea; NC = não classificada. Valores seguidos de mesma letra dentro de cada estrato não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

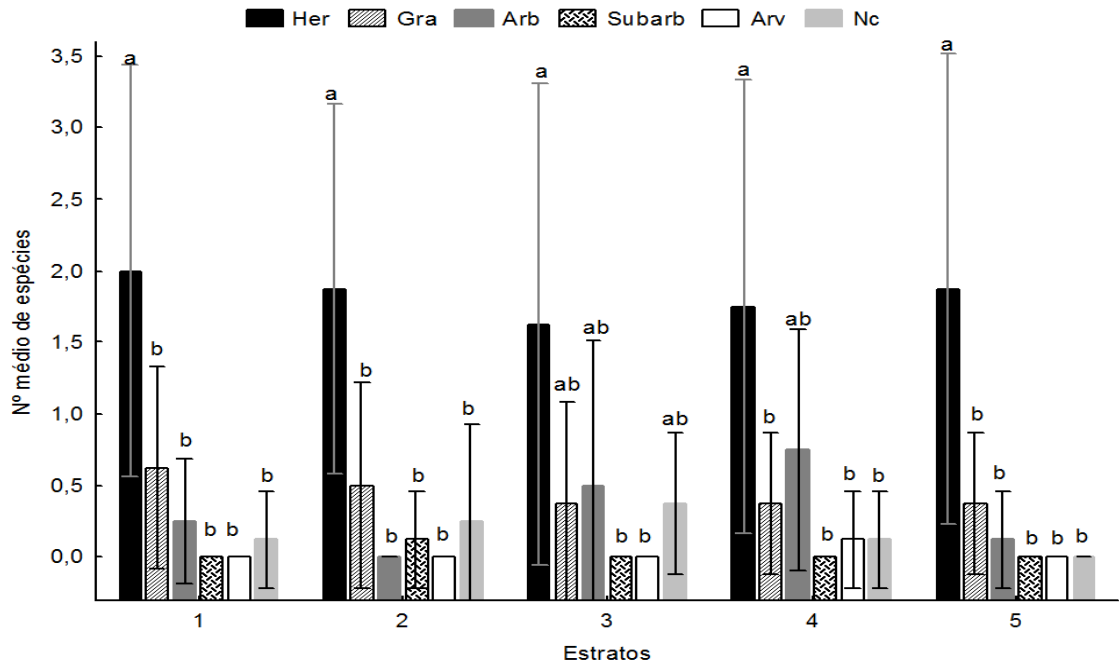


Figura 17 - Distribuição, por hábito de vida, das espécies registradas no banco de sementes da área em restauração, Descoberto, MG. Her = herbácea; Gra = gramínea; Arb = arbustiva; Subarb = subarbustiva; Arv = arbórea; NC = não classificada. Valores seguidos de mesma letra dentro de cada estrato não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

O predomínio de espécies herbáceas no banco de sementes e um reduzido número de espécies arbustivo-arbóreas pode estar ligado a vários fatores, como: a idade da área em restauração, não sendo o tempo suficiente para muitas das espécies do plantio alcançarem a sua fase reprodutiva; a borda inferior da área ser próxima a uma estrada de terra e logo abaixo desta estrada situa-se uma área de pastagem de *Urochloa brizantha*; e a borda superior também margeia uma área de pastagem. Estes fatores fazem com que a área fique sujeita a contaminação da chuva de sementes de gramíneas das áreas vizinhas, tendo estas espécies um mecanismo muito eficaz de dispersão.

Outro fator que possivelmente ocasionou o reduzido número de espécies arbustivo-arbóreas foi a atividade de movimentação do solo superficial para a correção da acidez, realizada após a deposição da camada fértil do solo. Essa atividade pode ter deslocado as sementes presentes no banco de sementes para camadas mais profundas do solo, impedindo assim, que as sementes encontrem condições ambientais favoráveis a germinação.

O índice de diversidade de Shannon (H') para o banco de sementes analisado foi de 2,41, mostrando que a área amostral possui uma diversidade baixa, e o índice de

equabilidade de Pielou (J') de 0,704 mostrou ser uma área floristicamente heterogênea com baixa dominância ecológica.

4.3. Regeneração natural

4.3.1. Florística e estrutura

No levantamento do estrato de regeneração natural foram amostrados 66 indivíduos, pertencentes a 20 espécies e 12 famílias (Tabela 6), numa área total amostrada de 360 m², com uma densidade de 1.833 indivíduos ha⁻¹.

Tabela 6 - Composição florística da regeneração natural de uma área de mineração de bauxita em restauração, Descoberto, MG, com indicação do hábito de vida (HAB): Arb = arbusto, Arv = árvore; origem: N = Nativa; síndrome de dispersão (SD): Ane = anemocórica, Auto = autocórica, Zoo = zoocórica, NC = não classificada; e da categoria sucessional (CS): P = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia, NC = não classificada

Família	Espécie	HAB	Origem	SD	CS
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Arv	N	Zoo	P
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arb	N	Ane	P
	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	Arb	N	Ane	NC
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	Arb	N	Ane	P
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	Arb	N	Ane	P
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Arv	N	Zoo	P
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Arv	N	Auto	Si
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	Arv	N	Ane	St
	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	Arv	N	Auto	Si
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Arv	N	Zoo	P
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Arv	N	Zoo	P
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Arv	N	Zoo	Si
Malvaceae	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq. (Verificar)	Arb	N	NC	P
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	Arv	N	Zoo	Si
Primulaceae		Arv	N	Zoo	Si
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Arv	N	Zoo	St
	<i>Genipa americana</i> L.	Arv	N	Zoo	St
Solanaceae	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Arv	N	Zoo	P
	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Arv	N	Zoo	P
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Arv	N	Zoo	P
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Arv	N	Zoo	P

Em área restaurada com espécies nativas regionais da floresta Estacional Semidecidual e de áreas ciliares com 10 anos de restauração, foram amostradas 18 indivíduos arbustivo-arbóreos, pertencentes a 2 espécies no estrato de regeneração natural (SIQUEIRA, 2002). Em outra área com quase 13 anos de restauração foram amostradas 64 espécies arbustivo-arbóreas pertencentes a 27 famílias no estrato de regeneração natural (FERREIRA et al., 2010). Em área ciliar restaurada com 5,5 anos, no Paraná, com predomínio da formação florestal Estacional Semidecidual, em uma matriz de pastagem, não foi amostrado nenhum indivíduo lenhoso no estrato de regeneração natural (SOUZA, 2000).

De acordo com o presente estudo e em outros estudos citados, a densidade de indivíduos e o número de espécies do estrato de regeneração natural em áreas restauradas por meio de plantio variam. Essa variação pode estar relacionada a muitos fatores, como a idade da restauração, as espécies utilizadas na restauração, a fisionomia do entorno das áreas restauradas e o monitoramento da área em restauração para avaliar a necessidade de intervenções adicionais. A regeneração natural é um processo importante na restauração de áreas degradadas, e alguns fatores determinam a eficiência da regeneração natural inicial das espécies como a chuva e banco de sementes, o histórico de uso da área, paisagem fragmentada (disponibilidade, produção e dispersão de sementes e propágulos), presença de dispersores e polinizadores, exposição e relevo (exposição do relevo ao sol da tarde, tende a manter menor umidade no solo), presença de espécies problema (como exóticas invasoras) (MAGNANO et al., 2012), predação de sementes e tipo e intensidade do distúrbio do ambiente impactado (MARTINS, 2009a).

Vários fatores podem estar relacionados a baixa densidade e baixa riqueza encontrada no estrato de regeneração, como: a idade de restauração da área, a grande densidade de *Cajanus cajan* (feijão guandu) semeada, a presença de áreas de pastagens próximas a área, o baixo potencial de chuva de sementes e do banco de sementes.

A área estudada está apenas há 18 meses em processo de restauração. Esse período ainda não foi suficiente para muitas das espécies plantadas terem alcançado sua fase reprodutiva e iniciarem a dispersão de propágulos. Além disso, as espécies talvez ainda não estão atraindo dispersores que poderiam trazer propágulos de fragmentos florestais vizinhos.

Foi utilizada uma densidade muito alta de *Cajanus cajan*, 200kg ha⁻¹, fazendo com que seu desenvolvimento prejudicasse o crescimento de muitas mudas das espécies do plantio. Onde a densidade do *C. cajan* era muito alta, as espécies pioneiras do plantio acabavam sendo sombreadas e não conseguiam se desenvolver, atrasando a fase

reprodutiva destas espécies e podendo ser também o responsável pela mortalidade das mudas plantadas. Além disso, as copas do *C. cajan* podem estar afetando a chegada de propágulos ao solo, prejudicando a atratividade da fauna ou até a viabilidade das sementes que possam estar presentes no banco do solo, mas que não encontram condições adequadas para a sua germinação e desenvolvimento.

A presença de áreas de pastagem próximas a área de estudo também pode ser um fator de contribuição negativa ao estrato de regeneração natural da área. Pois, estas podem favorecer a entrada e disseminação de espécies, principalmente gramíneas, exóticas invasoras na área em restauração. Portanto, é necessário um monitoramento para que espécies exóticas invasoras não se disseminem na área em restauração, e que espécies nativas e típicas da regeneração natural possam se desenvolver.

Das 20 espécies registradas neste estudo, 15 são arbóreas e 5 arbustivas, todas nativas. As famílias de maior riqueza foram Asteraceae (4 espécies), Fabaceae (3 espécies) e Solanaceae (3 espécies) (Tabela 6).

Comparando as espécies do plantio com as espécies amostradas no estrato de regeneração, há sete espécies em comum. Nota-se que nem todas as espécies do plantio estão contribuindo com propágulos para a regeneração natural da área em restauração, principalmente devido a maioria das espécies não terem alcançado ainda a fase reprodutiva. Portanto, algumas das espécies amostradas na área podem ter sido advindas de propágulos de fragmentos florestais do entorno, através da dispersão por animais, principalmente aves, ou podem ser advindas do solo transposto.

Na distribuição das espécies amostradas do estrato de regeneração natural por síndrome de dispersão, verifica-se maior proporção da dispersão por zoocoria (12 espécies) perfazendo 60% do total de espécies amostradas, seguida pela dispersão por anemocoria (5 espécies) com um total de 25% das espécies. Em nível de indivíduos, a maior proporção foi da dispersão por anemocoria (37 indivíduos), perfazendo 56% do total de indivíduos, seguido pela dispersão por zoocoria (25 indivíduos), com um total 38% dos indivíduos amostrados.

Na distribuição das espécies do estrato de regeneração amostradas por categoria sucessional, verifica-se maior proporção da categoria das pioneiras (12 espécies) com 60% do total de espécies, seguida pela categoria secundária inicial (4 espécies), perfazendo 20% das espécies amostradas. Em nível de indivíduos, a maior proporção também foi da categoria das pioneiras, com um total de 54 indivíduos, perfazendo uma porcentagem de 81,8% do total de indivíduos, seguida pela categoria secundária inicial (7 indivíduos) com um total de 10,6% dos indivíduos amostrados.

As espécies com maiores valores de importância (VI) foram *Trema micrantha*, principalmente devido à sua dominância relativa, *Vernonanthura divaricata*, principalmente pela sua densidade relativa e *Baccharis dracunculifolia*, que apresentou influência mais equilibrada dos três parâmetros (densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa). Tais espécies perfazem 63,95% do valor de importância total e 57,58% dos indivíduos amostrados no estrato de regeneração natural (Tabela 7).

Do total de espécies amostradas no estrato de regeneração natural, 10 foram representadas por apenas um indivíduo e 4 espécies com apenas 2 indivíduos, correspondendo a 70% do total de espécies (Tabela 7).

Tabela 7 - Índices fitossociológicos para as espécies da regeneração natural de uma área de mineração de bauxita em restauração, Descoberto, MG. NI = número de indivíduos; DR = densidade relativa; FR = frequência relativa; DoR = dominância relativa; VI = valor de importância

Espécies	NI	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	VI (%)
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	7	10,60	11,12	57,12	26,56
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	24	36,35	20,01	12,13	22,81
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	7	10,60	15,57	17,64	14,58
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	3	4,54	6,68	1,21	4,12
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	4	6,05	4,44	1,24	3,90
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	3	4,54	4,44	0,67	3,20
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	2	3,03	4,44	0,86	2,76
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	2	3,03	4,44	0,38	2,60
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	2	3,03	4,44	0,17	2,53
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	1	1,52	2,22	3,37	2,35
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	2	3,03	2,22	0,61	1,94
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	1	1,52	2,22	1,77	1,83
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	1	1,52	2,22	1,10	1,60
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	1	1,52	2,22	0,49	1,40
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	1,52	2,22	0,44	1,38
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1	1,52	2,22	0,32	1,34
<i>Genipa americana</i> L.	1	1,52	2,22	0,21	1,31
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	1	1,52	2,22	0,18	1,30
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq. (Verificar)	1	1,52	2,22	0,06	1,25
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1	1,52	2,22	0,03	1,24
Total	66	100,00	100,00	100,00	100,00

O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 2,35 e o índice de equabilidade (J') foi de 0,786. De acordo com esses índices, o estrato de regeneração apresenta baixa diversidade, porém heterogênea e com baixa dominância ecológica. Os valores de diversidade encontrados neste estudo são semelhantes aos valores encontrados no sub-bosque ao redor de clareiras que variam de 1,39 a 3,01 (MARTINS et al., 2008b). Como a área de estudo ainda possui pouco tempo de restauração, as copas das árvores ainda não proporcionam um sombreamento característico de florestas de sucessão mais avançada, sendo portanto, uma área com maior entrada de luz.

A formação de uma camada densa de biomassa em algumas das parcelas analisadas, o baixo potencial do banco de sementes do solo e possivelmente da chuva de sementes, e a grande densidade de *Cajanus cajan*, provavelmente estão dificultando ou até impedindo a germinação e o crescimento de outras espécies arbustivo-arbóreas. Com isso, o processo de restauração da área e da sucessão secundária pode apresentar algum atraso e provocar a baixa diversidade de espécies na área.

O mesmo problema com espécies agressivas em áreas de restauração com plantios de mudas foi encontrado por Bastos (2010). No estudo desta autora, o índice de diversidade encontrado variou de 1,60 a 2,71, com a menor diversidade atribuída às espécies agressivas e dominantes na área de estudo, *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth., *Acacia mangium* Willd. e *Setaria vulpiseta* (Lam.) Roem. & Schult., influenciando a germinação e desenvolvimento de espécies arbóreas-arbustivas no estrato de regeneração.

4.3.2. Estratos

De acordo com a distância dos estratos estabelecidos, para verificar a influência do fragmento florestal secundário adjacente a área de estudo na densidade de indivíduos e riqueza de espécies do estrato de regeneração natural, e atendendo as pressuposições de homocedasticidade e homogeneidade dos dados, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os estratos.

Entretanto, podemos observar que houve uma diminuição na densidade de indivíduos do estrato 1 para o estrato 5. Com isso, infere-se que o fragmento florestal secundário provavelmente contribui com propágulos para a área em restauração (Tabela 8). O estrato 1 também apresentou maior número de famílias (7) e o estrato 4 o menor número, com 3 famílias.

Tabela 8 - Número de espécies, por estrato, da regeneração natural de uma área de mineração de bauxita em restauração, Descoberto, MG.

Família	Espécie	E1	E2	E3	E4	E5
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	1	0	0	0
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	2	1	3	1	0
	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	1	0	0	0	0
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	17	3	2	2	0
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	0	2	1	0	0
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	6	1	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	2	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	1	0	1	0	0
	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	0	0	0	0	1
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0	0	0	1	0
	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	0	2	0	0	0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0	0	1	0	2
Malvaceae	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq. (Verificar)	0	0	1	0	0
	<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	0	1	0	0	0
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	0	0	0	1	0
Solanaceae	<i>Genipa americana</i> L.	0	0	0	0	1
	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	0	0	0	0	1
	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	4	0	0	0	0
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	0	1	0	0	0
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	1	0	0	0	0
Total		35	12	9	5	5

O aumento da distância de um fragmento florestal, em uma área aberta ou em processo de colonização, tende a diminuir o número de indivíduos e espécies arbustivo-arbóreas (PUERTA, 2002). Como a área em estudo se encontra no início do processo de restauração, esta tendência de maior concentração de plantas da regeneração próximo ao fragmento florestal era esperado.

Em relação ao hábito de vida entre os estratos, houve um predomínio tanto de espécies quanto de indivíduos arbóreos no estrato 1, diferindo estatisticamente ($0,01 < p < 0,05$) dos demais estratos (Figuras 18 e 19). Dentro de cada estrato não houve diferença significativa ($p > 0,05$), tanto em nível de espécies como em nível de indivíduos (Figuras 18 e 19).

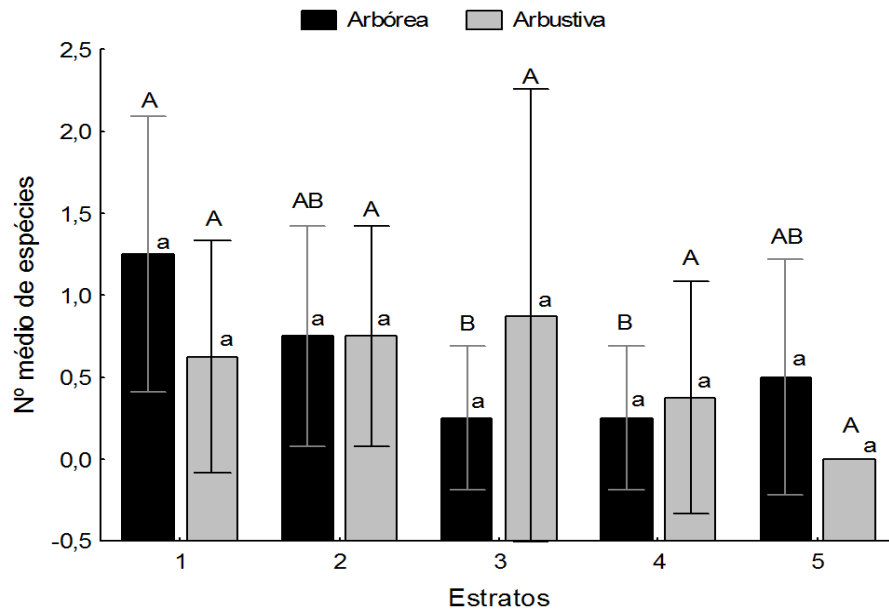


Figura 18 - Distribuição, por hábito de vida, das espécies da regeneração natural. Valores seguidos de mesma letra maiúscula entre estratos, para o mesmo hábito de vida, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Valores seguidos de mesma letra minúscula dentro de cada estrato, para hábito de vida distinto, não diferem entre si significativamente pelo teste t ($p > 0,05$).

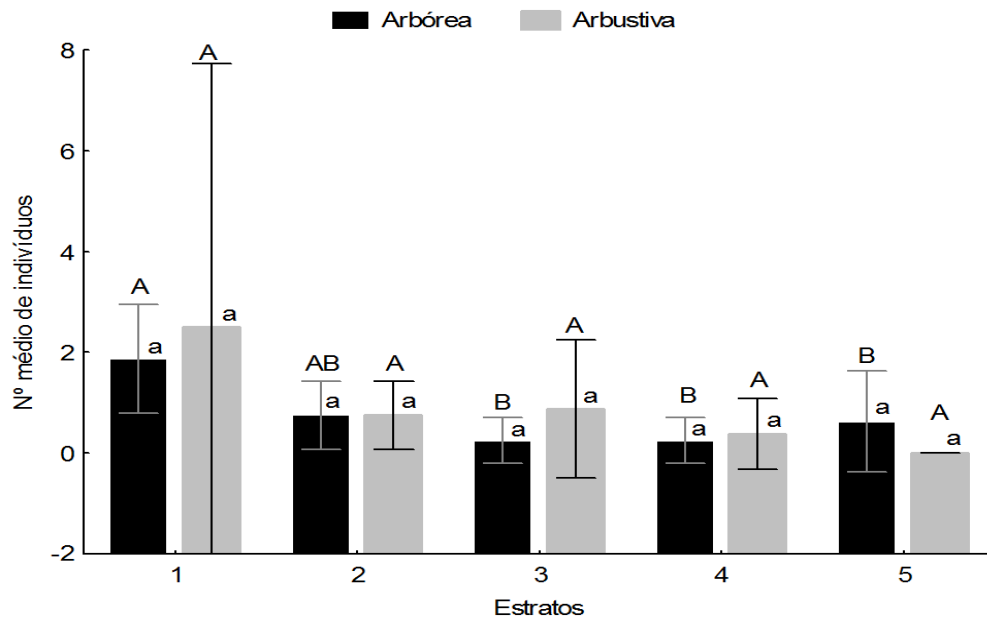


Figura 19 - Distribuição, por hábito de vida, dos indivíduos da regeneração natural. Valores seguidos de mesma letra maiúscula entre estratos, para o mesmo hábito de vida, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Valores seguidos de mesma letra minúscula dentro de cada estrato, para hábito de vida distinto, não diferem entre si significativamente pelo teste t ($p > 0,05$).

A regeneração natural está ocorrendo na área em restauração, mas ainda com baixa riqueza e densidade de plantas. Isso ocorre, possivelmente, devido a maioria das espécies utilizadas no plantio ainda não terem alcançado sua fase reprodutiva, pelo diferenciado arranjo das copas das espécies utilizadas propiciarem diferentes condições de luminosidade e umidade no solo e também por haver áreas de pastagem próximas, principalmente com gramínea exótica invasora como a *Urochloa brizantha*.

A regeneração natural é parte importante no processo de restauração de áreas degradadas, pois auxilia na cobertura do solo e propicia maior biodiversidade à área, juntamente com as espécies do plantio, e sua avaliação fornece dados de suma importância para o conhecimento da dinâmica de sucessão do ecossistema de estudo (SCHIEVENIN et al., 2012).

Apesar da área em estudo ainda ser considerada jovem, com apenas 18 meses em processo de restauração, já se observa no estrato de regeneração espécies secundárias tardias, como a *Apuleia leiocarpa*, *Amaioua guianensis* e *Genipa americana*.

Muitas das espécies registradas são atrativas a fauna, portanto importantes no processo de restauração da área e da sucessão, devido ao fluxo gênico e o enriquecimento com outras espécies arbóreas-arbustivas que as espécies da fauna podem propiciar ao ambiente em processo de restauração.

Em relação a categoria sucessional, em nível de espécies, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os estratos, apesar da classe pioneira ter sobressaído sobre as outras classes, o que pode ser atribuído ao alto desvio padrão (Figura 20). Já com relação a distribuição de espécies por categoria sucessional dentro de cada estrato, houve diferença significativa ($0,01 < p < 0,05$) nos estratos 1 e 2, com predomínio da categoria sucessional das pioneiras (Figura 20).

Para o número médio de indivíduos, distribuídos nas diferentes categorias sucessionais, houve diferença significativa ($0,01 < p < 0,05$) entre os estratos, tendo o estrato 1 maior número médio de indivíduos pioneiros, em relação aos demais estratos (Figura 21). Houve também diferença significativa ($0,01 < p < 0,05$) dentro dos estratos 1 e 2, em nível de indivíduos, com maior número médio de indivíduos na categoria sucessional das pioneiras (Figura 21).

Esses resultados condizem com a idade da área, pois de acordo com o tempo, a tendência é haver maior cobertura do solo pelas próprias espécies do plantio e as espécies do estrato de regeneração, pela dispersão das próprias espécies tardias do plantio quando alcançarem sua fase reprodutiva e pela dispersão das espécies dos

fragmentos florestais do entorno, além da dispersão pela fauna. Isso permitirá o avanço sucessional da área e propiciará melhores condições edafoclimáticas para as espécies finais de sucessão se estabelecerem no local.

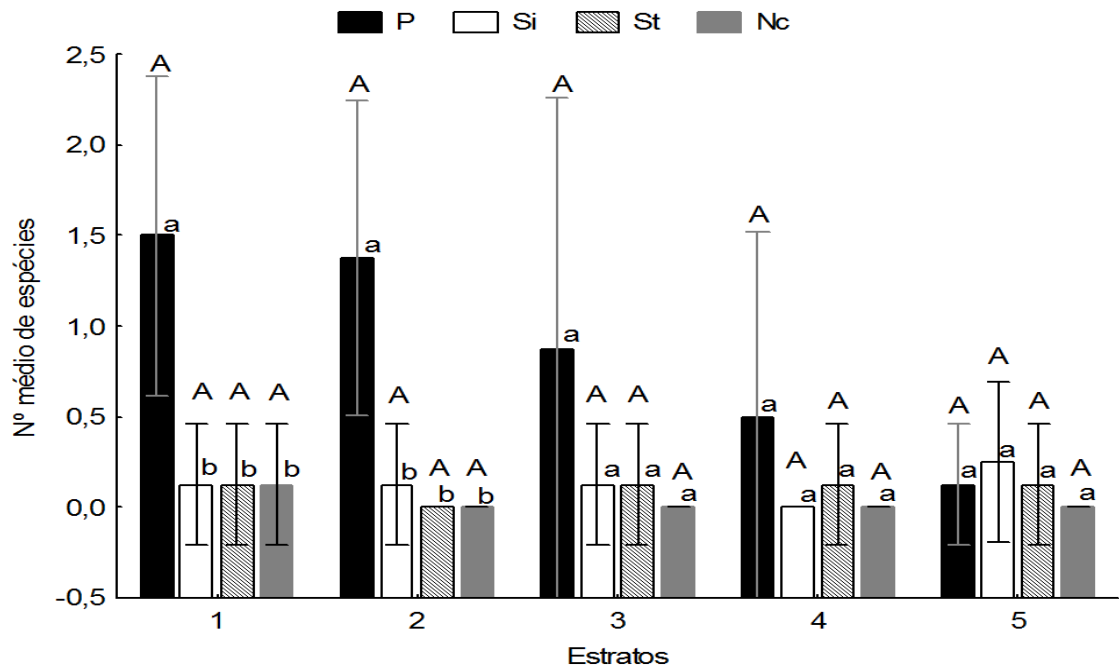


Figura 20 - Distribuição, por categoria sucessional, das espécies da regeneração natural. P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Nc = não classificada. Valores seguidos de mesma letra maiúscula entre estratos, para a mesma categoria sucessional, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Valores seguidos de mesma letra minúscula dentro de cada estrato, para categoria sucessional distinta, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

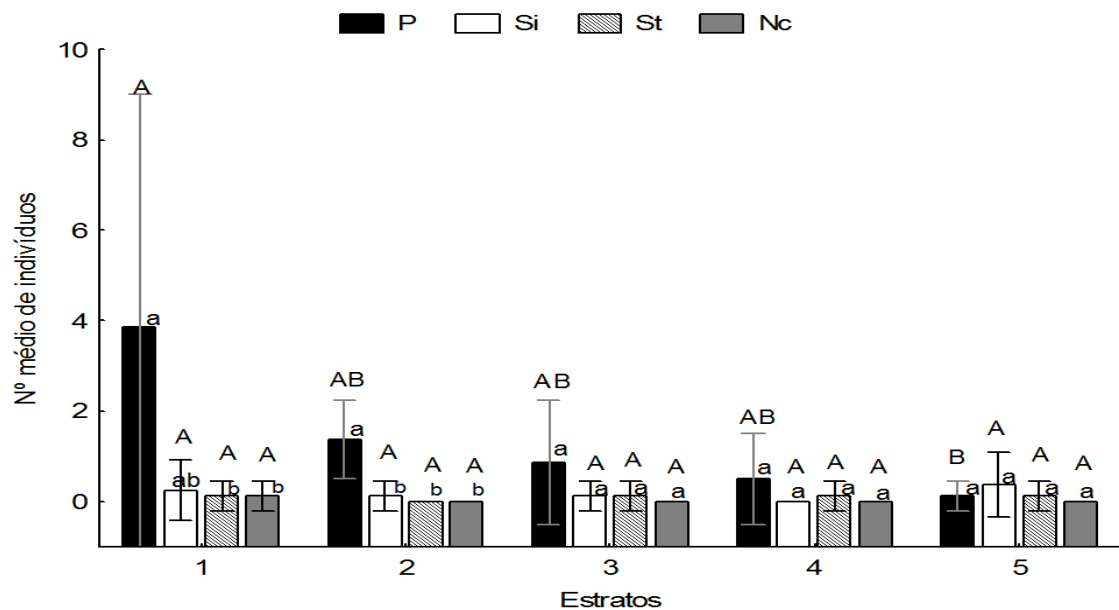


Figura 21 – Distribuição, por categoria sucessional, dos indivíduos da regeneração natural. P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Nc = não classificada. Valores seguidos de mesma letra maiúscula entre estratos, para a mesma categoria sucessional, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Valores seguidos de mesma letra minúscula dentro de cada estrato, para categoria sucessional distinta, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

Em relação a síndrome de dispersão, na distribuição do número médio de espécies e indivíduos da regeneração natural, verifica-se significativamente ($0,01 < p < 0,05$) maior proporção da síndrome zoocórica no estrato 1 em relação aos demais estratos. Para as demais síndromes de dispersão não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os estratos, em nível de espécies e indivíduos (Figuras 22 e 23).

Na distribuição do número médio de espécies dentro de cada estrato, observa-se que no estrato 1 a síndrome de dispersão zoocórica se sobressaiu significativamente ($0,01 < p < 0,05$) das demais. Dentro do estrato 2, em nível de indivíduos e espécies, as síndromes zoocoria e anemocoria foram significativamente maiores ($0,01 < p < 0,05$) (Figuras 22 e 23). Dentro do estrato 3, a nível de indivíduos, a síndrome de dispersão anemocórica foi significativamente maior ($0,01 < p < 0,05$). Dentro dos demais estratos não houve diferença significativa ($p > 0,05$) para síndromes de dispersão (Figura 23).

Franco (2005), em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, encontrou no estrato de regeneração natural, 90,3% dos indivíduos pertencentes a

dispersão zoocórica. Já em área restaurada, com idade de 40 anos, Miranda Neto et al. (2012a) encontraram, no estrato de regeneração natural, 50,0% dos indivíduos pertencentes a dispersão zoocórica. Nestes estudos houve maior ocorrência da síndrome de dispersão zoocórica, diferente da área do presente estudo em que anemocoria obteve maior ocorrência. Isso deve, provavelmente, a idade jovem em que se encontra a área em restauração e ao ambiente que ainda não se encontra totalmente propício a chegada e estabelecimento da fauna em seu interior.

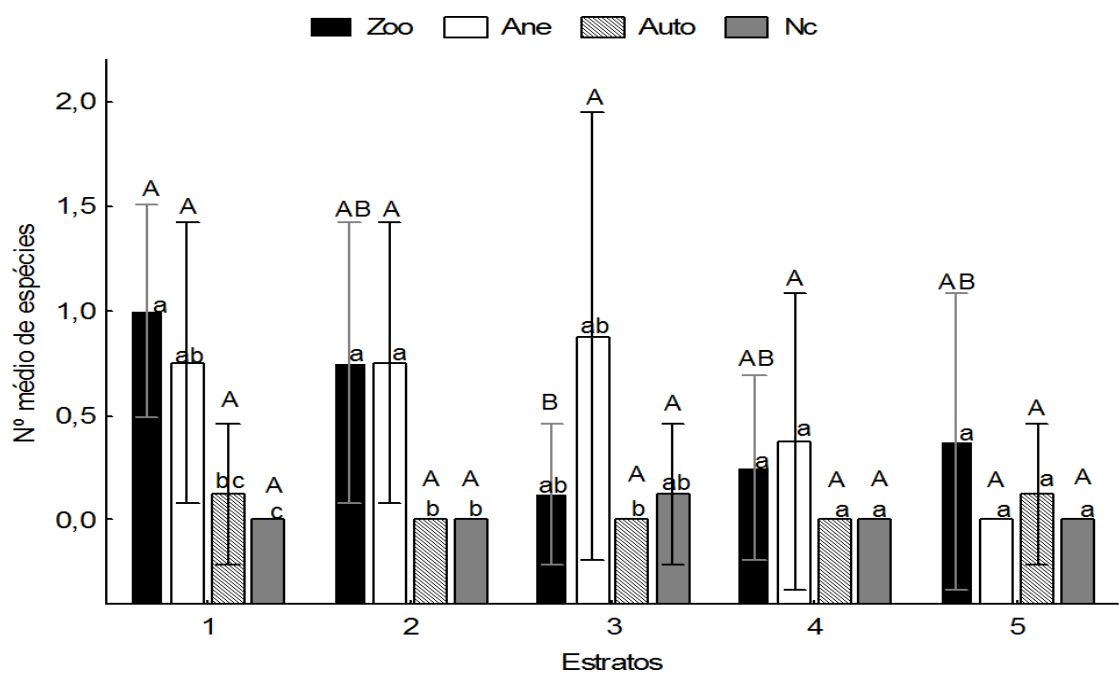


Figura 22 - Distribuição, por síndrome de dispersão, das espécies da regeneração natural. Zoo = zoocoria, Ane = anemocoria, Auto = autocoria, Nc = não classificada. Valores seguidos de mesma letra maiúscula entre estratos, para a mesma síndrome de dispersão, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Valores seguidos de mesma letra minúscula dentro de cada estrato, para síndrome de dispersão distinta, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

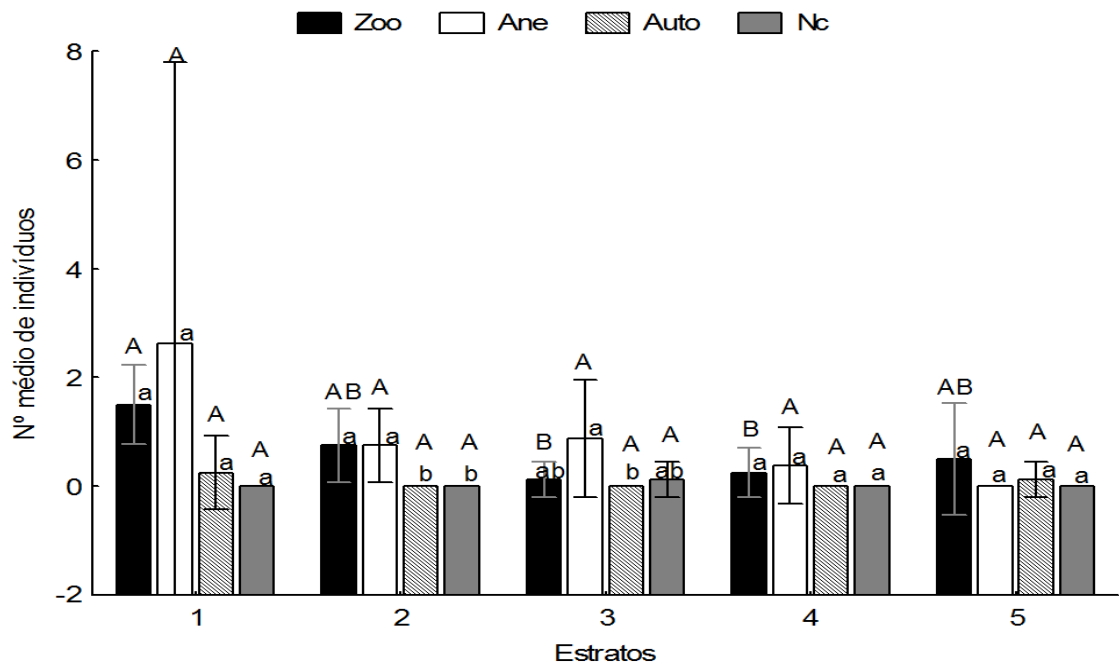


Figura 23 - Distribuição, por síndrome de dispersão, dos indivíduos da regeneração natural. Zoo = zoocoria, Ane = anemocoria, Auto = autocoria, Nc = não classificada. Valores seguidos de mesma letra maiúscula entre estratos, para a mesma síndrome de dispersão, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Valores seguidos de mesma letra minúscula dentro de cada estrato, para síndrome de dispersão distinta, não diferem entre si significativamente pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

4.4. Cobertura do solo por gramíneas invasoras

Nas parcelas lançadas na área para avaliação da regeneração natural, foi avaliado também a cobertura do solo por gramíneas invasoras. Optou-se somente pela avaliação da cobertura do solo por estas espécies pelo fato de serem as principais comprometedoras do processo de sucessão secundária da área em estudo.

Nas parcelas avaliadas a única espécie gramínea invasora amostrada foi a *Urochloa brizantha*. Esta espécie apresentou um valor de cobertura de 22,15% e uma frequência de 70%.

A presença da gramínea invasora *U. brizantha* na área de estudo, é devido a existência de uma área de pastagem desta espécie muito próxima. Apesar do alto valor de frequência dessa espécie, a porcentagem de cobertura foi baixa, se concentrando nas parcelas próximas a área de pastagem.

A *U. brizantha* é uma planta perene, herbácea, originária da África Tropical e propaga-se principalmente por sementes (LORENZI, 2008), uma espécie agressiva e de fácil colonização de áreas abertas, principalmente quando se tem áreas de pastagem desta espécie próximas a áreas em processo de restauração, com ausência de uma cobertura do solo propícia à inibição da dispersão e desenvolvimento desta espécie e de outras gramíneas invasoras.

Martins et al. (2002), encontraram após seis meses de ocorrência de incêndio em fragmento de floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa-MG, valores de cobertura de 26,42% e 39,84% para a espécie exótica invasora *Melinis minutiflora*, respectivamente para área de crista e ravina. Já a frequência encontrada para esta espécie foi de 94,44% e 100,00%, também para crista e ravina, respectivamente. Isso mostra, portanto, a agressividade das espécies invasoras em áreas abertas, que sofreram algum tipo de distúrbio ou degradação. Martins et al. (2002) relataram que a proximidade de áreas agrícolas e pastagens, faz com que haja uma maior facilidade da chegada de sementes às áreas em processo de restauração, aliada a síndrome de dispersão predominantemente anemocórica das gramíneas exóticas invasoras.

O rápido crescimento e desenvolvimento de espécies pioneiras do plantio e da própria regeneração da área de estudo, propiciaram uma rápida cobertura do solo e seu sombreamento, fazendo com que os indivíduos de *U. brizantha* entrasse em senescência. Porém, é importante o controle e monitoramento dos indivíduos dessa espécie, para que não prejudiquem o crescimento e desenvolvimento das espécies secundárias tardias do plantio e o processo de regeneração natural.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Houve uma boa diversidade de espécies utilizadas para o plantio de restauração da área minerada. Porém a densidade e riqueza de espécies secundárias tardias foram baixas.

O uso de espécies como a *Leucaena leucocephala*, que embora melhore as condições físico-químicas de solos degradados, é considerada exótica invasora e, portanto não é indicada para a restauração florestal pois pode ser prejudicial ao ecossistema e comprometer o processo de sucessão natural da área, diminuindo a diversidade e descaracterizando a flora local.

As espécies empregadas no plantio para a restauração da área em estudo, mesmo no seu estágio inicial de desenvolvimento, já proporcionam benefícios para a área em restauração, com cobertura do solo, através de suas copas e da deposição de serapilheira.

O banco de sementes do solo da área em restauração apresentou alta densidade de espécies herbáceas, típico de uma área ainda em início de sucessão. Com baixa riqueza de espécies e densidade de indivíduos, mas com espécies melhores adaptadas para as condições iniciais de uma área em início de restauração, que sofreu degradação por mineração.

A baixa densidade de indivíduos e riqueza de espécies no estrato de regeneração natural podem estar relacionados ao pouco tempo de restauração da área, a grande densidade de *Cajanus cajan* semeada, a presença de áreas de pastagens próximas a área, o baixo potencial de chuva de sementes e do banco de sementes.

Para o alcance de melhores resultados na área em restauração é imprescindível o corte do *Cajanus cajan*, o enriquecimento com espécies tardias e a contínua avaliação e monitoramento da área, visando a correções de eventuais problemas futuros e a contribuição para o melhor conhecimento da ecologia das espécies e das interações ecológicas do processo de sucessão florestal.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIRRE, A. G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração.** Piracicaba, 2012. 168p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2012.

AIDAR, M. P. M.; JOLY, C. A. Dinâmica da produção e decomposição da serapilheira do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. – Fabaceae) em uma mata ciliar, Rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 2, p. 193-202, 2003.

ALMEIDA, R. O. P. O. **Revegetação de áreas mineradas: estudo dos procedimentos aplicados em minerações de areia.** São Paulo, 2002. 160p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2002.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, v. 29, n.1, p. 47-54, 2005.

ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, v.12, n.4, p. 360-372, 2006.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, p. 105-121, 2009.

ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas.** Piracicaba, 2005. 150p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2005.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de áreas degradadas em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 5, p.715-721, 2003.

ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. 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**, n. 66, p. 128-141, 2004.

ARAÚJO, M.M.; OLIVEIRA, F.A.; VIEIRA, I.C.G. BAROS, P.L.C.; LIMA, C.A.T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.59, p.115-130, 2001.

ASSIS, G. B. **Avaliação do potencial invasivo de espécies não-nativas utilizadas em plantio de restauração de matas ciliares**. Botucatu, 2012. 104p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, 2012.

AZEVEDO, R. L.; RIBEIRO, G. T.; AZEVEDO, C. L. L. Feijão guandu: uma planta multiuso. **Revista da Fapese**, v. 3, n. 2, p. 81-86, 2007.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.61, n.1, p. 35-44, 2001.

BARBOSA, J.M.; EISENLOHR, P.V.; RODRIGUES, M.A.; BARBOSA, K.V. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARNTIS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 85-106.

BARBOSA, K. C. Recuperação de áreas degradadas em reflorestamentos compensatórios: o exemplo do Rodoanel Mario Covas - Trecho Sul. In: SIMPÓSIO DE ATUALIZAÇÃO EM RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., 2008, Mogi-Guaçu. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. p. 104-107.

BARROS, D. A.; GUIMARÃES, J. C. C.; PEREIRA, J. A. A.; BORGES, L. A. C.; SILVA, R. A.; PEREIRA, A. A. S. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. **Revista Escola de Minas**, v. 65, n. 1, p. 127-133, 2012.

BASTOS, S. C. **Aplicação de indicadores de avaliação e monitoramento em um projeto de restauração florestal, Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN Fazenda Bulcão, Aimorés, MG.** Viçosa, 2010. 118p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, 2010.

BELTRAME, T. P.; RODRIGUES, E. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. **Scientia Forestalis**, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.

BENTES-GAMA, M. M.; ROCHA, R. B.; CAPELASSO, P. H. S.; PEREIRA, N. S. Desenvolvimento inicial de espécies nativas utilizada na recuperação de paisagem alterada em Rondônia. **Circular Técnica Embrapa Rondônia**, n. 108, 10p., 2009.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Spatial and Temporal Variation in the Canopy Cover in a Tropical Semi-Deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p. 269-276, 2001.

BOCOCK, K. L.; GILBERT, O. J. W. The disappearance of litter under different woodland conditions. **Plant and Soil**, v. 9, n. 2, p. 179-185, 1957.

BRAGA, A.J.T.; GRIFFITH, J.J. PAIVA, H.N.; MEIRA NETO, A.A. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, v.32, n.6, p. 1089-1098, 2008.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p. 455-470, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012, p.101-168.

BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos de restauração florestal**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, 2009, p. 15-23.

BRAUN-BLANQUET, J. Fitossociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: H. Blume, 1979.

BROWN. D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, p. 1603-1612, 1992.

BUSATO, L. C.; COUTINHO JUNIOR, R.; VIEIRA, J.; ESPERANÇA, A. A. F.; MARTINS, S. V. Aspectos ecológicos na produção de sementes e mudas para a restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012, p.101-168.

CALDATO, S. L.; FLOSS, P. A.; CROCE, D. M.; LONGHI, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, v. 6, n.1, p. 27-38, 1996.

CALEGARI, L. **Estudos sobre banco de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal, Carandaí, MG**. Viçosa, 2009. 158p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2009.

CAMPOS, E. P.; VIEIRA, M. F.; SILVA, A. F.; MARTINS, S. V.; CARMO, F. M. S.; MOURA, V. M.; RIBEIRO, A. S. S. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CAMPOS, J.; GOMES, S.; TAVARES, M. Avaliação de índices de coberto em pinhal bravo pela utilização de fotografias hemisféricas: sua relação com as variáveis dendrométricas. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 1-12, 2007.

CARVALHO, J.O.P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. Curitiba, 1982. 128p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 1982.

CESNIK, M.; PRUDENTE, C. M. V. Metodologia de avaliação de plantio de recuperação em área ciliar do município de Arujá SP. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 10., 2011, São Lourenço. **Anais...** São Paulo: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2011. p. 1-3.

CHAMBERS, C.C.; MACMAHON, J. A. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 25, p. 263-292, 1994.

CHAVES FILHO, J. T.; STACCIARINI-SERAPHIN, E. Alteração no potencial osmótico e teor de carboidratos solúveis em plantas jovens de lobeira (*Solanum lycocarpum* St.-Hil.) em resposta ao estresse hídrico. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 199-204, 2001.

CHIAMOLERA, L. B.; ÂNGELO, A. C.; BOEGER, M. R. Crescimento e sobrevivência de quatro espécies florestais nativas plantadas em áreas com diferentes estágios de sucessão no Reservatório Iraí-PR. **Floresta**, v. 41, n. 4, p. 765-778, 2011.

COSTA, M. P.; NAPPO, M. E.; CAÇADOR, F. R. D.; BARROS, H. H. D. Avaliação do processo de reabilitação de um trecho de floresta ciliar na bacia do rio Itapemirim-ES. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 835-851, 2010.

COSTALONGA, S.R. **Banco de sementes em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural, em Paula Cândido – MG.** 2006. 126p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

COURTNEY, R.; MULLEN, G.; HARRINGTON, T. An Evaluation of Revegetation Success on Bauxite Residue. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 3, p. 350-358, 2009.

DALLING, J. W. Ecología de semillas. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales.** Cartago: Libro Universitario Regional, 2002. p. 345-375.

DALLING, J. W; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N.C. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland forest, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 13, p. 659–680, 1997.

DEGREEF, J.; ROCHA, O.J.; VANDERBORGHT T.; BAUDOIN J. Soil seed bank and seed dormancy in wild populations of lima bean (Fabaceae): considerations for in situ and ex situ conservation. **American Journal Botany**, v.89, p. 1644-1650, 2002.

DIAS, P. F.; SOUTO, S. M.; CORREIA, M. E. F.; ROCHA, G. P.; MOREIRA, J. F.; RODRIGUES, K. M.; FRANCO, A. A. Árvores fixadoras de nitrogênio e macrofauna do solo em pastagem de híbrido de *Digitaria*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 6, p. 1015-1021, 2006.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; GRECO, M. B.; VIEIRA, F. **Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas.** 2 ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2009. 624 p.

EMBRAPA. **Guandu:** leguminosa para controle de mato, adubação verde do solo e alimentação animal. EMBRAPA Amazônia Oriental. Recomendações técnicas, n. 10, 2000. 4 p.

ENGEL, V. L. Princípios silviculturais aplicados à restauração ecológica. **Revista Ação Ambiental**, ano 14, n. 45, p. 4-9, 2011.

ENRIGHT, N. Evidence of a soil seed bank under rain forest in New Guinea. **Australian Journal of Ecology**, v. 10, n. 1, p. 67-71, 1985.

FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R.; GIÁCOMO, R. G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na Flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p. 163-175, 2006.

FERREIRA, R. L. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; ROCHA, M. S.; SANTOS, M. V. F.; LIRA, M. A.; BARRETO, L. P. Deposição e acúmulo de matéria seca e nutrientes em serapilheira em um bosque de sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.). **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 7-12, 2007.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G.F.; SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO, D.J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, p. 11-18, 2003.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C. Manejo nutricional integrado na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade dos sistemas produtivos utilizando a fixação biológica de nitrogênio como fonte de nitrogênio. In: AQUINO, A. M.; ASSIS, R. L. (Eds.). **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Embrapa Agrobiologia. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. p. 201-220.

FRANCO, A. A.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R. Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 459-467, 1995.

FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, G. A. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.

FRANCO, B.K.S. **Análise da regeneração natural e do banco de sementes em um trecho de floresta Estacional Semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, MG.** 2005. 72p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005.

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

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego, Academic Press, 1989. p. 149-209.

GASPARINO, D.; MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. M.; SOUZA, I. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 1-9, 2006.

GOMES, J. M.; PAIVA, H. N. **Viveiros florestais: propagação sexuada.** 1. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2011, 116 p.

GUIMARÃES, J. C. C.; CHAGAS, J. M.; CAMPOS, C. C. F.; ALECRIM, E. F.; MACHADO, E. S. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 321-333, 2012.

GUO, Q., BROWN, J.H.; VALONE, T.J.; KACHMAN, S.D. Constraints of seed size on plant distribution and abundance. **Ecology**, v. 81, p. 2140-2155, 2000.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. Academic Press, London, 1977.

HERRICK, J. E.; SCHUMAN, G. E.; RANGO, A. Monitoring ecological processes for restoration projects. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, p. 161-171, 2006.

HETH, D. Spot sowing of mediterranean pines under shelter. **Tree Planters' Notes**, v. 34, n. 4, p. 23-27, 1983.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2^a ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 275 p.

IGNÁCIO, E. D.; ATTANASIO, C. M.; TONIATO, M. T. Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do Ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista Instituto Florestal**, v. 19, n. 2, p. 137-148, 2007.

ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. 105p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", USP, Piracicaba, 2010.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos de restauração florestal**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, 2009. p. 6-10.

JEFFERSON, L. V. Implications of plant density on the resulting community structure of mine site land. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 3, p. 429-438, 2004.

JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, v. 72, n. 1, p. 59-73, 1999.

JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 59-86.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Revegetação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 1-40.

LEAL FILHO, N. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal da Zona da Mata de Minas Gerais**. 1992. 116p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1992.

LEITE, E. C.; RODRIGUES, R. R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta Estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 583-595, 2008.

LENZI, M.; ORTH, A. F. Fenologia reprodutiva, morfologia e biologia floral de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae), em restinga da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, v. 17, n. 2, p. 67-89, 2004.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acessado em: 23 mai. 2013.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta Amazônica. **Bragantia**, v. 20, n. 1, p. 139-146, 2011.

LOPES, R. F.; BRANQUINHO, J. A. Jazidas de bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. SCHOBENHAUS, C.; COELHO, C. E. S. (Coords.). **Principais depósitos minerais do Brasil**, v.3. Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral, 1988. p. 599-619.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4. ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008. 640 p.

MACHADO, M. R.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, M. G. Produção serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**, v. 32, n. 1, p. 143-151, 2008.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 69-100.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988. 179 p.

MARAFON, A. C. **Análise quantitativa de crescimento em cana-de-açúcar**: uma introdução ao procedimento prático. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2012. 29 p.

MARTINS, A. F. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu – SP**. 2011. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 2011.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2009a. 270p.

MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; AMARAL, C. H.; RIBEIRO, T. M. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 759-767, 2008b.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012a. p. 17-40.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; SILVA, K. A.; CORREIA, G. G. S.; CAMPOS, W. H.; CUNHA, J. F. Modelos e técnicas de restauração florestal para adequação ambiental de propriedades rurais. **Informe Agropecuário**, v. 33, n.271, p. 7-13, 2012b.

MARTINS, S. V.; RIBEIRO, G. A.; SILVA JUNIOR, W. M.; NAPPO, M. E. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, n. 1, p. 51-62, 2002.

MARTINS, S.V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopygaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M.V (Ed.) **Forest regeneration: ecology, management and economics**. New York, Nova Science Publishers, 2009b. p. 113-128.

MARTINS, S.V., RODRIGUES, R.R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 405-412, 1999.

MARTINS, S.V.; ALMEIDA, D.P.; FERNADES, L.V. RIBEIRO, T.M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008a.

MATTEI, V. L. Avaliação de protetores físicos em semeadura direta de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, v. 7, n. 1, p. 91-100, 1997.

MATTEI, V. L. Preparo de solo e uso de protetor físico, na implantação de *Cedrela fissilis* V. e *Pinus taeda* L., por semeadura direta. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 1, n. 3, p. 127-132, 1995.

MATTEI, V. L.; ROSENTHAL, M. D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 649-654, 2002.

MELLONI, R.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área de mineração de bauxita em reabilitação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 267-276, 2003.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, n. 73, p. 101 - 111, 2007.

MENEGHELLO, G. E.; MATTEI, V. L. Semeadura direta de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*), canafístula (*Peltophorum dubium*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em campos abandonados. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 21-27. 2004.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Perfil da mineração de bauxita**. Relatório técnico 22, 2009. 40 p.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; GLERIANI, J. M. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 409-420, 2012a.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; GLERIANI, J. M. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 869-878, 2012b.

MONACO, L. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. Banco de sementes de uma floresta secundária Amazônica dominada por *Vismia*. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 1, p. 41-52, 2003.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª ed. Lavras, MG: Editora UFLA, 2006, 729 p.

MOREIRA, P. R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG.** 2004. 139p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 49-59, 2004.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos.** Viçosa, MG: Editora UFV, 2011. p. 174-208.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods in vegetation ecology.** New York: Wiley & Sons, 1974. 547p.

NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1908-1926, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; OLIVEIRA, L. C. A. Biologia floral de uma população de *Solanum lycocarpum* A. St. Hil. (Solanaceae) em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 11, p. 23-32, 1988.

OLIVEIRA-JÚNIOR, E. N.; SANTOS, C. D.; ABREU, C. M. P.; CORRÊA, A. D.; SANTOS, J. Z. L. Análise nutricional da fruta-de-lobo (*Solanum lycocarpum* St. Hil.) durante o amadurecimento. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 27, n. 4, p. 846-851, 2003.

OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, v. 126, p. 291-307, 2000.

PAULO, E.M; BERTON, R.S.; CAVICHIOLI, J.C.; KASAI, F.S. Produtividade do cafeeiro Mundo Novo enxertado e submetido à adubação verde antes e após a recepa. **Bragantia**, v. 65, n. 1, p. 115, 2006.

PENHALBER, E.F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 2, p. 205-220, 1997.

PEREIRA, J. S.; ABREU, C. F. N.R.; PEREIRA JUNIOR, R. A.; RODRIGUES, S. C. Avaliação do índice de sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 1, n. 4, p. 138-148, 2012.

PEREIRA, J. S.; RODRIGUES, S. C. Crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Caminhos de Geografia**, v. 13, n. 41, p. 102-110, 2012.

PERIN, A.; GUERRA, J.G.M.; TEIXEIRA, M.G. Cobertura dosolo e acumulação de nutrientes pelo amendoim forrageiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 7, p. 791-796, 2003.

PERIN, A.; SANTOS, R. H. S.; URQUIAGA, S.; GUERRA, J. G. M.; CECON, P. R. Produção de fitomassa, acúmulo de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio por adubos verdes em cultivo isolado e consorciado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 1, p. 35-40, 2004.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165 p.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 3a ed. Berlin and New York, Springer-Verlag, 1982. 214 p.

PINTO, L.P.; HIROTA, M.; CALMON, M.; RODRIGUES, R.R.; ROCHA, R. Introdução. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos de restauração florestal**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, 2009. p. 6-10.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta Estacional Semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 545-556, 2008.

PITT, J. **Relatório ao Governo do Brasil sobre aplicação de métodos silviculturais a algumas florestas da Amazônia**. Belém: SUDAM, 1969. 245 p.

PIVELLO, V. R.; PETENON, D.; JESUS, F. M.; MEIRELLES, S. T.; VIDAL, M. M.; ALONSO, R. A. S.; FRANCO, G. A. D. C.; METZGER, J. P. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botânica Brasílica**, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

PRADO JUNIOR, J. A.; LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A.; DIAS-NETO, O. Fitossociologia, caracterização sucessional e síndromes de dispersão da comunidade arbórea de remanescente urbano de Floresta Estacional Semidecidual em Monte Carmelo, Minas Gerais. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 489-499, 2012.

PUERTA, R. Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. **Scientia Forestalis**, n. 62, p. 32-39, 2002.

RÉ, T. M. **O uso de formigas como bioindicadores no monitoramento ambiental de revegetação de áreas mineradas**. 2007. 244p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

RESENDE, A. V.; KONDO, M. K. Leguminosas e recuperação de áreas degradadas. **Informe Agropecuário**, v. 22, n. 210, p. 46-56, 2001.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v.34, n.1, p. 65-73, 2010b.

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

RODRIGUES, I. M. C.; FERREIRA, F. A.; GROSSI, J. A. S.; BARBOSA, J. G.; PAULA, C. C.; REIS, M. R. Ocorrência de plantas daninhas no cultivo de bromélias. **Planta Daninha**, v. 25, n. 4, p. 727-733, 2007b.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ATTANASIO, C. M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n.55, p. 7-21, 2007a.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. Edusp/ Fapesp, São Paulo, 2000. p. 233-247.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E., MELLO, J.W. (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa, UFV, SOBRAGE, 1998. p. 203-215.

RONDON NETO, R.M. **Estudo da regeneração natural e aspectos silviculturais de uma clareira de formação antrópica**. 1999. 122p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

SANCHES, L.; VALENTINI, C. M. A.; BIUDES, M. S.; NOGUEIRA, J. S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serapilheira em floresta tropical de transição. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 183-189, 2009.

SANTOS, A. C.; SILVA, I. F.; LIMA, J. R. S.; ANDRADE, A. P.; CAVALCANTE, V. R. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 1063-1071, 2001.

SCHIEVENIN, D. F.; TONELLO, K. C.; SILVA, D. A.; VALENTE, R. O. A.; FARIA, L. C.; THIERSCH, C. R. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba – SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 19, n. 1, p. 95 – 108, 2012.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, Série Técnica, v. 2, n. 2, p. 01-18, 2012.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Florestas do Brasil em resumo**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010. 152 p.

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

SILVA, J. R.; MAILARD, P.; COSTA-PEREIRA, P. S.; ANDRADE, C. F. Comparação de métodos indiretos para medição de abertura do dossel no cerrado, utilizando observações obtidas nos trabalhos de campo e fotos hemisféricas digitais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 3059-3064.

SILVA, R. K. S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; LIMA, R. B. A.; SANTOS, W. B. Estrutura e síndromes de dispersão de espécies arbóreas em um trecho de mata ciliar, Sirinhaém, Pernambuco, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 69, p. 1-11, 2012.

SILVA, A. F.; OLIVEIRA, R. V.; SANTOS, N. R. L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta Semidecídua Submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 311-319, 2003.

SIQUEIRA, L. P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil.** 2002. 116p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2002.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades.** 2002. 145p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOUZA, F. M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas.** 2000. 69p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2000.

STATSOFT, INC. **Statistica** - Data analysis software system. Version 7.0.61.0. Tulsa, OK 74104, USA, 2004.

STRANGHETTI, V.; ITURALDE, R. B.; GIMENEZ, L. R.; ALMELLA, D. Florística de um fragmento florestal do sítio São Pedro, município de Potirendaba, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 167-172. 2003.

THOMPSON, K.; GRIME, J.P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, v.67, p. 893-921, 1979.

TRES, D. R.; SANT’ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA, R.; RIBAS JR., U.; REIS, A. Poleiros artificiais e transposição do solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl.1, p. 312-314, 2007.

TRICHON, V.; WALTER, J. M. N.; LAUMONIER, Y. Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. **Plant Ecology**, v. 137, p. 227-244, 1998.

VENABLE, D. L.; BROWN, J. S. The population dynamic functions of seed dispersal. **Vegetatio**, v.107/108, p. 31-55, 1993.

VIDAL, M. C.; STACCIARINI-SERAPHIN, E.; CÂMARA, H. H. L. L. Crescimento de plântulas de *Solanum lycocarpum* St. Hil. (lobeira) em casa de vegetação. **Acta Botanica Brasilica**, v. 13, p. 271-275, 1999.

VIEIRA, I. C. G. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazônia**. 1996. 205p. Tese (Doutorado) - University of Stirling, Stirling, 1996.

WEBB, C. O.; PEART, D. R. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. **Ecology Letters**, v. 4, p. 491-499, 2001.