

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL-MG

MICHELE MOLINA MELO

**“EM QUE CONTEXTO DE PAISAGEM A RESTAURAÇÃO PASSIVA
É FAVORECIDA?: EVIDÊNCIAS A PARTIR DA DIVERSIDADE DO
BANCO DE SEMENTES”**

Alfenas/ MG
2014

MICHELE MOLINA MELO

**“EM QUE CONTEXTO DE PAISAGEM A RESTAURAÇÃO PASSIVA
É FAVORECIDA?: EVIDÊNCIAS A PARTIR DA DIVERSIDADE DO
BANCO DE SEMENTES”**

Projeto de Dissertação apresentado como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas.

Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica

Orientador: Profa. Dra. Érica Hasui

Coorientador: Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos

Alfenas/ MG

2014

Melo, Michele Molina.

“Em que contexto de paisagem a restauração passiva é favorecida?: evidências a partir da diversidade do banco sementes” / Michele Molina

Melo. - Alfenas, MG, 2014.

99 f. -

Orientadora: Érica Hasui

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) -
Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.

Bibliografia.

1. Aves. 2. Desmatamento - Controle. 3. Degradação ambiental.
4. Dispersão de Sementes. 5. Floresta - Restauração. I. Hasui, Érica.
II. Título.

CDD: 577.27

MICHELE MOLINA MELO

**“EM QUE CONTEXTO DE PAISAGEM A RESTAURAÇÃO PASSIVA
É FAVORECIDA?: EVIDÊNCIAS A PARTIR DA DIVERSIDADE DO
BANCO DE SEMENTES”**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas – Minas Gerais.

Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Aprovada em: 04/07/2014

Profª. Dra. Érica Hasui

Instituição: UNIFAL-MG/Alfenas

Assinatura:  _____

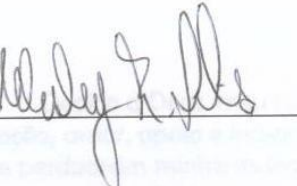
Prof. Dr. Marcelo Polo

Instituição: UNIFAL-MG/Alfenas

Assinatura:  _____

Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Instituição: UNICAMP

Assinatura:  _____

Dedico a Deus, meu tutor.
À minha FAMÍLIA por toda proteção, amor, apoio e incentivo.
À minha mãe e irmã que compreenderam e perdoaram minha ausência.
Vocês são meu grande exemplo de força, coragem e perseverança. Certamente sem
você, se não fosse você, seria bem difícil... amo você!
À natureza pela inspiração!!!
E a todos os professores que encontrei pela vida.

AGRADECIMENTOS

“O valor das coisas não está no tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso existem momentos inesquecíveis e pessoas incomparáveis” (Fernando Pessoa).

Agradeço à Deus, pelo cuidado e por permitir que eu chegasse até aqui, por me dar forças para seguir em frente mesmo quando os obstáculos pareciam bem maiores que a minha vontade de vencê-los. Obrigada Senhor!!

A minha orientadora, Dr^a Érica Hasui, serei sempre muito grata por toda confiança, apoio, dedicação, paciência, respeito, amizade e ensinamentos ao longo de todos esses anos, e por acreditar que poderíamos realizar mais esse trabalho.

Ao meu co-orientador, Dr. Flavio Nunes Ramos, e aos queridos professores Vinícius Xavier da Silva, Rogério Grassetto Texeira da Cunha e Marcelo Polo pelos ensinamentos, pelas conversas bastante esclarecedoras, pela paciência, gentileza, pela competência profissional que, certamente servirá de espelho para minha conduta acadêmica, e sobretudo, obrigada pela magnífica convivência e amizade.

Ao professor Milton Cezar Rodrigues que sempre de maneira muito receptiva e aberta, se prontificou a colaborar com esta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental (PPGETA) pela infraestrutura. Especialmente a secretária Janaína sempre disposta a ajudar. Ao corpo docente pela imensa contribuição para o meu crescimento profissional e acadêmico.

Ao Professor Dr. Wesley Rodrigues da Silva pela atenção, pela leitura cuidadosa e pelas importantes críticas e sugestões dadas a este trabalho.

Agradeço a minha FAMÍLIA, em especial a minha vó Manoelina Barcaroli Fernandes (in memoriam) por me apresentar a simplicidade e o gosto pela vida. À minha mãe Olivete Conceição Molina, que com certeza foi quem acreditou primeiro que seria possível chegar até aqui e ir além, lhe admiro por tudo e agradeço imensamente todo esforço, apoio, dedicação. À minha “marmota”/irmã Gabriele Molina, pelo amor incondicional e por ser essa pessoa tão maravilhosa, cativante e contagiante (delicada como um coice de mula! Te amo!). Obrigada por permanecerem sempre presentes na partilha de minhas conquistas e frustrações. As minhas tias Margarete e Júlia pelas orações constantes e incentivo.

A minha “orientadora”, amiga, confidente e exemplo Mariana Raniero, sua amizade foi um grande presente. Mariiiii... para você todo meu carinho e agradecimento por todo auxílio que me prestou... tanto o intelectual e proficional quanto o emocional.

Também as minhas amigas Josi (Josiane Ricardino) e Évila por todos os conselhos, as palavras de apoio, pela disponibilidade, por me ouvirem... por me ajudarem a olhar novamente adiante! MUITO obrigada!

Nesta hora de encerramento desta etapa muito especial, em que a alegria por estar terminando se junta ao cansaço, torna-se difícil lembrar-me de todos os amigos e colegas que participaram comigo dessa jornada, mas de uma maneira muito sincera, agradeço a todos que de uma forma ou de outra colaboraram para a realização desta dissertação.

RESUMO

As atividades antrópicas geram altas taxas de fragmentação e atualmente caracterizam uma ameaça à manutenção da biodiversidade. Neste contexto, a recuperação de ecossistemas vem se tornando uma atividade crescente, como iniciativa de frear o processo de extinção. Assim, o desenvolvimento de estratégias que priorizem a restauração de baixo custo é uma alternativa viável e atraente. Porém, esta depende de fatores, como a capacidade de dispersão das sementes que pode ter interferência da paisagem. Assim, o seguinte estudo teve o objetivo de avaliar como a estrutura da paisagem afeta o banco de sementes e seus possíveis dispersores, favorecendo a restauração passiva. Selecionamos 10 paisagens, envolvidos por pelo menos dois destes três tipos de matriz: cana-de-açúcar, pastagem e café. O banco de sementes foram coletados em distâncias pré-estabelecidas do interior do fragmento florestal à matriz. Além disso, um levantamento da avifauna local foi realizado nos mesmos remanescentes. Para examinar a relação entre o banco de sementes e a paisagem foram utilizados modelos lineares e não lineares. As métricas de paisagem testadas nos modelos foram: porcentagem de cobertura florestal, complexidade da forma, índice de isolamento e índice de permeabilidade. Encontramos que a estrutura da paisagem, direta e indiretamente afetam o banco de sementes via aves dispersoras. A paisagem influencia diretamente a manutenção da avifauna dispersora, afetando indiretamente o banco de sementes zoocóricas e, conseqüentemente, a possibilidade de restauração bem-sucedida. Matrizes mais permeáveis, formas mais simples, maior conectividade entre os fragmentos e maior porcentagem de mata garantiram maior frequência de ocorrência de aves dispersoras que, por sua vez, asseguraram a manutenção do banco de sementes zoocóricas. Desta forma, através da compreensão destes efeitos diretos e indiretos, sugerimos que os aspectos estruturais da paisagem, devem ser considerados em estratégias de gestão e restauração de áreas florestais.

Palavras-chaves: Aves. Conectividade. Efeito de borda. Dispersão de sementes. Recuperação natural. Restauração passiva.

ABSTRACT

Anthropic activity causes high rates of landscape fragmentation, which threaten biodiversity worldwide. In this context, the recovery of ecosystems has become an increasingly important strategy to ward off extinction. The development of strategies to prioritize restoration at low costs are viable and attractive alternatives. However, this process depends on factors such as seed dispersion capacity, which may be affected by the landscape. This study aims to evaluate the influence of landscape structure on seed bank and its potential dispersal. We selected 10 landscapes, immerse into at least two of these three types of matrices: sugar cane, cattle pasture and coffee. Seed bank was collected into the matrix at pre-established distances from forest patches. Furthermore, we performed bird sampling in the same matrices. To examine the relation between the seed bank and the landscape, we used linear and non-linear models. Competing landscape models included: amount of forest, patch shape complexity, isolation and matrix permeability. We found that the landscape structure directly and indirectly affects the seed bank via dispersing birds. The landscape directly influences the maintenance of the dispersing birds, indirectly affecting the zoochoric seed bank and, consequently the possibility of successful restoration. Higher matrix permeability, more regular shapes, higher connectivity among fragments and higher percentage of forest ensures higher rate of occurrence of dispersing birds, which in turn, ensure the maintenance of the zoochoric seed bank. Thus, through the understanding of these direct and indirect effects, we suggest the structural aspects of the landscape must be considered in management decisions and restoration strategies of forest areas.

Keywords: Birds. Connectivity. Edge effect. Natural regrowth. Natural regeneration. Seed dispersal.

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO I

Figura 1 -	Diagrama da regeneração natural	14
Figura 2 -	Diagrama da dinâmica do banco de sementes no solo	22
Figura 3 -	Principais elementos da paisagem	30
Figura 4 -	Tendência de publicação de artigos sobre ecologia da restauração	41

CAPITULO II

Figure1 -	Studied fragments location in the neighborhood of Alfenas.....	67
Figure2 -	Collection diagram	70
Figure3 -	Plausible explanatory models.....	76
Figure4 -	Plausible explanatory models.....	77
Figure5 -	Nonlinear relationships between the percentage of native vegetation cover and the frequency of omnivorous birds in matrix.. ..	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Landscape metrics.....	68
Tabela 2-	Classification of the plantules emergent from the seed bank.....	71
Tabela 3-	Competing models.....	74
Tabela 4 -	Plausible explanatory models.....	76

SUMÁRIO

CAPITULO I

1	CAMINHOS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL	11
1.1	INTRODUÇÃO	11
1.2	PERTURBAÇÃO.....	14
1.2.1	Fragmentação florestal.....	17
1.3	RECRUTAMENTO DE SEMENTES.....	19
1.3.1	Banco de sementes.....	20
1.3.2	Chuva de sementes.....	23
1.3.3	Banco de plântulas	25
1.4	SUCESSÃO ECOLÓGICA	26
1.5	FATORES QUE INTERFEREM NA RESTAURAÇÃO	29
1.5.1	Paisagem	29
1.5.2	Fauna.....	32
1.5.2.1	Dispersão de sementes	33
1.5.2.2	Predação de sementes	37
1.6	PESQUISAS PUBLICADAS	39
1.7	PESQUISAS FUTURAS	42
	REFERÊNCIAS	43

CAPITULO II

2	ARTIGO: MATRIX PERMEABILITY AND LANDSCAPE CONFIGURATION AFFECT PASSIVE RESTORATION: EVIDENCE FROM THE SEED BANK.....	63
2.1	INTRODUCTION.....	63
2.2	MATERIAL AND METHODS	66
2.2.1	Selection of landscape	66
2.2.2	Landscape metric calculation	68
2.2.3	Seed bank sampling	69
2.2.4	Seedling sampled from seed bank	70
2.2.5	Sampling birds	72
2.2.6	Statistical analysis	73
2.3	RESULTS	75
2.4	DISCUSSION	79
2.5	CONCLUSION.....	83
	Acknowledgements	84
2.6	REFERENCES.....	84
	APPENDIX.....	92

CAPITULO I

Neste capítulo introdutório fazemos uma revisão bibliográfica, abordando conceitos e fundamentos necessários para a compreensão dos principais temas tratados ao longo da dissertação.

1 CAMINHOS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL

O objetivo central da restauração florestal é o restabelecimento de florestas que sejam capazes de se autoperpetuar, ou seja, florestas biologicamente viáveis e que não dependam de intervenções humanas constantes. Desta forma, a diversidade biológica não é apenas variável-chave para a obtenção de florestas viáveis, mas representa, também, alvo importante das próprias ações de restauração. Neste contexto, a restauração ecológica é uma prática que ainda necessita de muitos avanços para atingir a efetividade necessária, especialmente em regiões florestais, cujos remanescentes estão totalmente inseridos em paisagens fragmentadas e degradadas. Justamente nessas condições mais críticas, a restauração ecológica deve ser muito mais do que a aplicação de um simples pacote de técnicas. Nestas circunstâncias, a restauração deve assumir a difícil responsabilidade de restabelecer os processos ecológicos necessários ao estabelecimento de florestas viáveis, para que estas prestem os serviços ambientais. Tendo isso em vista, neste capítulo introdutório discorreremos sobre a restauração florestal e a complexidade dos fatores bióticos e abióticos associados ao aumento da cobertura florestal. Por fim, nas considerações finais apresentamos um breve levantamento das pesquisas já publicadas na área e perspectivas para estudos futuros.

1.1 INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta cerca de 55% de seu território coberto por florestas, porém tão expressivo quanto seu percentual florestal é a intensidade do desmatamento, já que o país perdeu entre os anos de 2000 e 2005 cerca de 164.000 km² de floresta (HANSEN et al.,

2010). De acordo com os resultados sobre o monitoramento florestal realizado pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) em 2010, a taxa de desmatamento no Brasil foi de 26.000 km²/ano. Trata-se de uma longa história de degradação em que grandes extensões territoriais de paisagens “naturais” sofreram transformações significativas, especialmente no último século. A Mata Atlântica, um expressivo exemplo dessa degradação, está reduzida a cerca de 12% de sua cobertura original e que o grau de destruição varia entre as diferentes sub-regiões biogeográficas (RIBEIRO et al., 2009). Grande parte deste bioma encontra-se como um mosaico composto por poucas áreas relativamente extensas, principalmente nas regiões sul e sudeste, e uma parcela maior composta de pequenas áreas em variados estágios de degradação (GUATURA et al., 1996).

Tal exploração insustentável dos recursos naturais e a degradação do habitat original têm reduzido áreas contínuas em pequenos remanescentes (SHAFER, 1990; WILCOVE et al., 1986) egerando fortes mudanças na estrutura da paisagem (HAILA, 2002; LINDENMAYER et al., 2003). Uma grande diferença na estrutura e composição florística do fragmento e do meio circundante diminui a conectividade funcional e contribui para o isolamento das espécies que habitam os fragmentos (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; CATELLÓN; SIEVING, 2005; TERBORGH et al., 1997). Da mesma forma, a redução de áreas florestais prejudica a permanência a longo prazo de espécies, devido a alterações espaciais e ecológicas (EWERS; DIDHAM, 2005). Como consequência, diversos processos e interações ecológicas críticas (por exemplo, a dispersão, polinização e herbivoria –HOLL, 2007) são alterados e prejudicados pela extinção de muitas espécies vegetais e animais (BARBOSA, 2000; SOULÉ; SIMBERLOFF, 1986). Neste quadro, uma grande perda de diversidade pode acontecer se não existirem ambientes que substituam ou que sejam semelhantes ao bosque original (HARRIS; PIMM, 2007).

Em vista do problema, muitos estudos têm sido realizados com o objetivo de melhor conhecer os processos naturais de recuperação e restauração de florestas alteradas (GANDOLFI et al., 2007; MARTINS, 2007; MARTINS, 2009; MELO; DURIGAN, 2007; NAVE; RODRIGUES, 2007; NEPSTAD et al., 1998; RODRIGUES; GANDOLFI, 2007; UHL et al., 1988; VIANA, 1990; VIEIRA, 1996). A idéia central do processo de restauração é a sucessão e esta pode ser mediada por diferentes agentes bióticos e abióticos, que interagem no tempo e no espaço para dar feições próprias ao produto final: um sistema ecológico que deve ser o mais próximo possível do sistema original (EHRENFELD; TOTH,

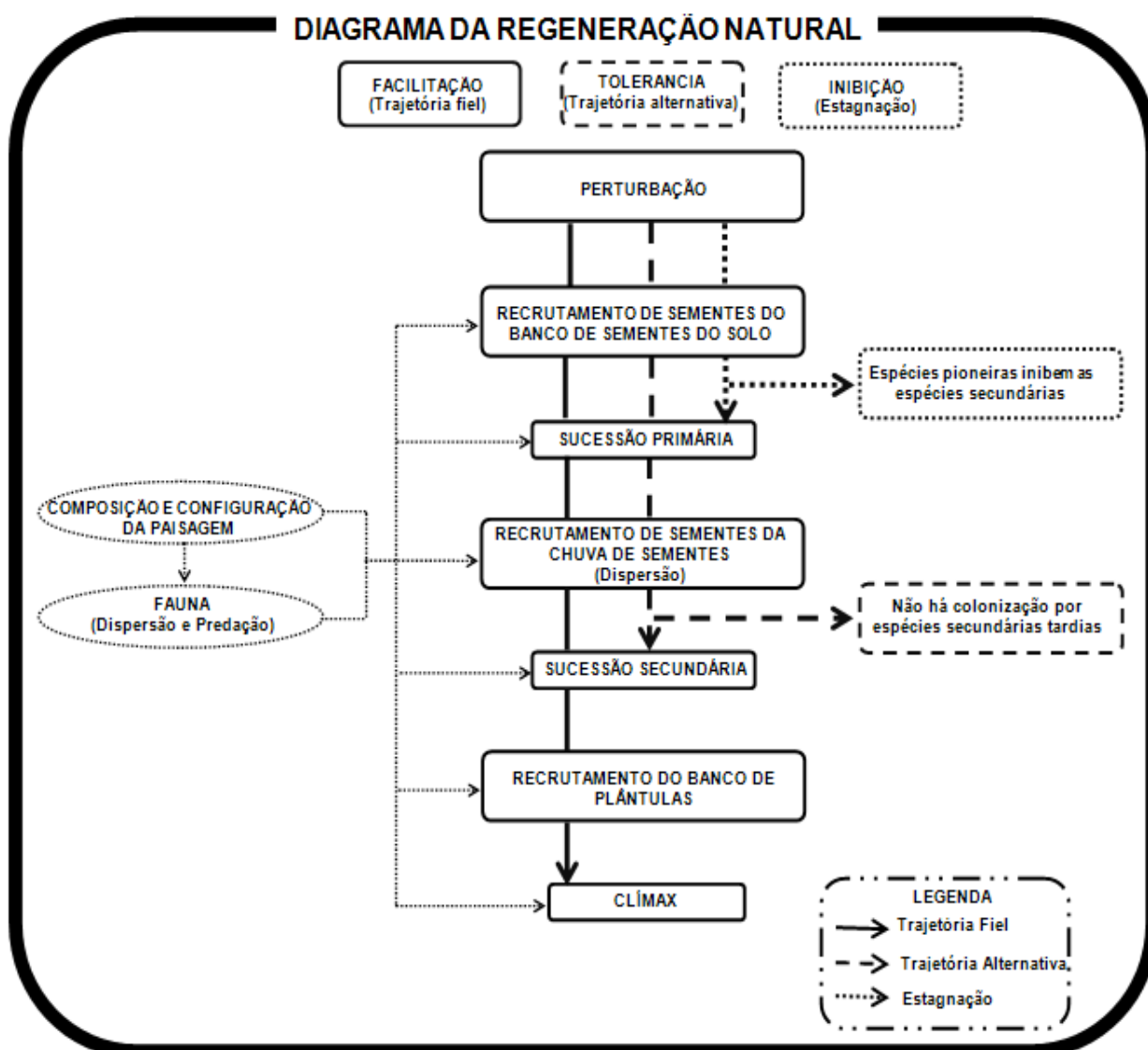
1997). Desta forma, um ecossistema é então considerado restaurado quando contém os recursos bióticos e abióticos adequados para continuar o seu desenvolvimento sem qualquer tipo de auxílio adicional e que interaja com sistemas contíguos, apresentando resistência aos limites normais de *stress* e perturbações ambientais (SER 2004).

A restauração ecológica deve incluir metas a serem alcançadas a longo prazo, baseadas na recriação de um ecossistema auto-sustentável, estável e resiliente (ENGEL; PARROTA, 2003). Dentro desta concepção de restauração, um conjunto de ações devem ser propostas no sentido de nuclear funções biológicas capazes de facilitar a natureza a se recompor. Definir a melhor estratégia para restaurar um ecossistema requer o entendimento de uma série de processos ecológicos que ocorrem na comunidade. Logo, a avaliação do potencial de resiliência pode fornecer relevantes informações para a tomada de decisões sobre as ações mais apropriadas na restauração ecológica de uma área degradada. Este passo representa uma primeira etapa, de fundamental importância no processo de restauração ecológica (PADOVEZI, 2005).

De acordo com Daniel & Jankauskis (1989), a recolonização natural pela vegetação em um ambiente perturbado ocorre principalmente através dos bancos de sementes do solo, da chuva de sementes, do banco de plântulas e da formação de bosque. Tais processos possuem papel fundamental no equilíbrio dinâmico da floresta (GARWOOD, 1989; SCHMITZ, 1992) e atuam como indicadores do potencial de resiliência de uma comunidade. A disponibilidade de propágulos de diferentes espécies na área, provindas da chuva de sementes ou presentes previamente no banco de sementes, é uma das exigências para que ocorra a sucessão ecológica (PIKETT et al., 1987). Assim sendo, o recrutamento de sementes e de agentes dispersores são fundamentais para o restabelecimento da vegetação após perturbação, portanto, um fator limitante para a regeneração florestal (HOLL, 1999).

Entre o vasto número de sementes presentes no solo e que chegam a um ambiente através da dispersão, somente uma pequena fração germina para dar origem às plântulas (HARPER, 1977). Assim, observamos que os processos de regeneração de uma floresta trazem consigo uma série de etapas desde a produção e desenvolvimento de sementes até a ação dos processos de predação, dispersão, dormência e disponibilidade de microhabitats para sua deposição (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991) (Figura 1). Em função disso, neste trabalho propomos uma noção integradora do ciclo e das variáveis envolvidas no processo de restauração florestal e apresentamos um panorama dos trabalhos publicados, no banco de dados “web of science” dos últimos 20 anos, e também novas perspectivas para pesquisas futuras nesta crescente área científica.

Figura 1: Diagrama da regeneração natural



Nota: etapas (caixas) sequenciais de recuperação dominadas por (1) espécies pioneiras (intolerantes a sombra, de crescimento rápido e curta duração), (2) espécies secundárias iniciais (árvores pioneiras de vida mais longa), e (3) espécies secundárias tardias (tolerantes à sombra, crescimento demorado e longa duração). As três diferentes setas (contínua, segmentada e pontilhada) representam as vias alternativas de sucessão. Os círculos e setas ligadas a eles representam fatores que interferem na regeneração natural.

Fonte: modificado de KANOWSKI et al., 2002 e HOOB, 2007

1.2 PERTURBAÇÃO

Perturbações ou distúrbios iniciam, interrompem ou redirecionam o processo de sucessão ou regeneração. Segundo Ricklefs (2001), distúrbios são mudanças numa comunidade ou população, causados por influência externa, que deslocam o sistema

ecológico de seu equilíbrio. O fogo, a ação de herbívoros, queda de árvores, inundações, revolvimento de solo, etc., constituem distúrbios. Glenn-Lewin et al., (1992) consideram o distúrbio em três dimensões: espaço, tempo e magnitude.

A extensão e localização do distúrbio constituem sua dimensão espacial. A dinâmica de uma mancha de vegetação onde ocorre um distúrbio é afetada por sua extensão. Por exemplo, o efeito do fogo sobre uma mancha de vegetação será mais ou menos drástico dependendo do tamanho da área queimada. Logo, quanto menor o tamanho da área queimada, maior será a extensão das não queimadas e conseqüentemente, mais fácil será a colonização dos espaços pelas plantas sobreviventes (FRIZZO et al., 2011).

A dimensão temporal inclui a frequência, a previsibilidade e a época. Por exemplo, a recorrência de fogo com maior frequência tende a reduzir sua extensão e magnitude, pois menos material combustível se acumula. Assim, a época de ocorrência de distúrbios pode afetar as espécies de forma diferenciada. Já a magnitude é a severidade do evento, indicada pelos seus efeitos negativos nas plantas (FRIZZO et al., 2011).

A frequência e a intensidade de ocorrência dos distúrbios influenciam na diversidade de comunidades vegetais. Numerosos estudos mostram que o tipo de agricultura estabelecido antes do abandono da área a ser restaurada e a intensidade/frequência da perturbação, do referido ex-uso, são os principais fatores que afetam a velocidade e a trajetória de sucessão de áreas abandonadas (CHAZDON, 2007; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; MYSTER, 2004). O ex-uso da terra afeta a trajetória de sucessão do campo através de uma série de mecanismos, incluindo diferenças na frequência de fogo, propriedades físicas e químicas do solo, e a vegetação sobrevivente (AIDE et al., 1995; MYSTER, 2004).

Estudos compararam os efeitos de diferentes tipos de agricultura (por exemplo, agricultura itinerante, plantações de café, pastagem), com o resultado da recuperação de áreas abandonadas. Os autores encontraram que as taxas de recuperação registradas são variáveis entre as monoculturas, são dependentes da intensidade de manejo. Na maioria dos casos, a composição de espécies registradas em terrenos com diferentes ex-usos é bastante variável (por exemplo, MESQUITA et al., 2001; PASCARELLA et al., 2000), sugerindo diferentes trajetórias sucessionais. Por exemplo, Aide et al., (1995) descobriram que as pastagens são intensamente colonizadas por grupos de arbustos e arvoretas das famílias Rubiaceae, Melastomataceae e Myrtaceae, ao invés de espécies pioneiras que normalmente colonizam locais menos intensamente perturbados. Entretanto, Marcano-Vega et al., (2002) relataram que a composição de espécies de ex-plantações de café e pastagens começaram a

convergir entre trinta a quarenta anos após o abandono. Desta forma, faz-se necessário maior número de estudos de longo prazo para determinar se as diferenças iniciais na vegetação traduzem-se em diferentes trajetórias sucessionais. Em se tratando da intensidade do uso da paisagem, o único estudo que comparou a recuperação foi realizado em pastagens ao longo de um gradiente de mecanização. Neste estudo as pastagens que apresentaram menor biomassa de recomposição vegetal e riqueza de espécies foram as mais intensamente utilizadas e com alto nível de mecanização (UHL et al., 1988).

Já em relação à fauna, de modo geral, as mudanças na diversidade de espécies dependentes de florestas estão relacionadas à intensidade da perturbação (AZEVEDO-RAMOS et al., 2006; JOHNS, 1991; PUTZ et al., 2000). Os efeitos da perturbação são negativos para as populações atingidas, porém dependentes das características da perturbação e da sensibilidade de cada espécie. Isto pode refletir na comunidade empobrecendo, aumentando ou mantendo a mesma riqueza local. O efeito mais severo de um distúrbio é a eliminação de todos os indivíduos da população, ou a redução da população abaixo de seu tamanho efetivo, levando a população a um vórtice de extinção (TRACY; GEORGE, 1992). Existe ainda a possibilidade de que nenhuma das populações sejam afetadas ou que tenham sido pouco afetadas, o que deixa inalterada a riqueza local (ARNAN et al., 2006). Alguns estudos mostram também que distúrbios de intensidade moderada podem levar a um aumento da riqueza. Isso ocorre quando há uma redução no tamanho das populações e conseqüentemente um afrouxamento das interações competitivas, facilitando assim a entrada e a coexistência de novas espécies (ODOWD; GILL, 1984).

Existem também alguns efeitos indiretos dos distúrbios sobre a fauna, e estes tendem a ser mais amplos, tardios e diversos do que os efeitos diretos. Esses efeitos acarretam alterações na estrutura das comunidades animais, devido às mudanças que ocorrem na paisagem. Tais mudanças estão relacionadas a variações na disponibilidade e qualidade do alimento e a mudanças na estrutura dos habitats, como destruição dos locais de abrigo para reprodução, proteção e descanso (ABREU et al., 2004; ROCHA; SILVA, 2009). Essa mudança na estrutura das comunidades revela que um mesmo evento de perturbação pode tanto beneficiar determinadas espécies quanto prejudicar outras. Um exemplo é o efeito do fogo sobre a cobertura do solo. A grande quantidade de capim seco, acumulado ao longo de alguns anos sem queima, pode diminuir o alimento disponível para os herbívoros comedores de capim. O fogo tem, nesse caso, a função de aumentar o alimento disponível para estes animais assim que essa vegetação rebrota (RODRIGUES, 1996). Por outro lado, a

combustão da vegetação seca implica na perda de abrigo e de micro-habitat, importantes para diversos pequenos animais, como é o caso dos lagartos (FARIA et al., 2004).

Em síntese, verificamos que as florestas, quando submetidas a distúrbios provocados por ações antropogênicas e/ou naturais, sofrem modificações nos padrões e estruturas da cobertura vegetal, alterando, como consequência, a disponibilidade de recursos (BLAKE; LOISELLE, 1991; STRADFORD; ROBINSON, 2005; TERBORGH, 1992) e causando a desestruturação das comunidades animais (BIERREGARD; LOVEJOY, 1988; STOUFER; BIERREGAARD JR, 1995). Logo, geram fortes influências negativas sobre a restauração florestal.

1.2.1 Fragmentação florestal

Um tipo particular de perturbação é a fragmentação florestal. O ser humano é o principal agente de mudança das características físicas e biológicas da paisagem (ZUBE, 1987). Durante centenas de anos vem desenvolvendo atividades impactantes, levando ao atual quadro de degradação das florestas devido à retirada direta de madeira para construção, produção de móveis e lenha, desmatamentos de grandes áreas para agricultura, pastagens e construção imobiliária, implantação de barragens e abertura de estradas e rodovias, etc. (LAURANCE et al., 2001; REIS et al., 1999; SKOLE; TUCKER 1993; TABARELLI et al., 1999; TABARELLI; GASCON, 2005). Relacionado a uma série de alterações nos processos ecológicos, o termo fragmentação florestal tem sido utilizado para uma série de processos que atuam em escala espacial sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003; FISCHER; LINDENMAYER, 2007). Incluídos neste conceito estão os efeitos da perda de habitat e uma série de outras mudanças na qualidade do ambiente (FAHRIG, 2003; HARISON; BRUNA, 1999; METZGER, 1999; LAURANCE, 2008).

A perda de habitat, ou seja, de cobertura vegetal implica na redução da área de habitat original sem necessariamente subdividi-lo (FAHRIG, 2003). Isoladamente, a perda de cobertura vegetal é responsável por uma série de impactos negativos e deletérios às populações da fauna e flora, como a subdivisão de populações, aumento da taxa de endogamia e consequente erosão genética, menor resistência a distúrbios, risco de extinção local (RIBEIRO et al., 2009), redução da riqueza e abundância e modificações na distribuição das espécies (EWERS; DIDHAM, 2006; FAHRIG, 2003). A fragmentação pode

ser definida como a subdivisão de áreas contínuas de habitat, resultando em diferentes configurações espaciais dos remanescentes na paisagem (FAHRIG, 2003). Como resultado deste processo, o aumento do número de fragmentos, a redução de seu tamanho, maior isolamento e aumento das áreas de contato entre habitat e matriz, são responsáveis por grande parte dos efeitos negativos sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003; METZGER, 1999).

Entretanto, apesar de serem processos distintos, são raros os estudos que consideram os efeitos da fragmentação florestal isoladamente dos efeitos originados pela perda de habitat, não permitindo a identificação da importância de cada um destes na determinação da abundância, distribuição e riqueza das espécies em paisagens fragmentadas (LAURANCE, 2008). Alguns estudos sugerem que os efeitos da perda de habitat são mais importantes para a manutenção da biodiversidade do que aqueles decorrentes do processo de fragmentação florestal, principalmente em paisagens com grande porcentagem de cobertura florestal remanescente (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; METZGER; DECÁMPS, 1997). Sugerindo a existência de um limiar de fragmentação definido como a quantidade de habitat abaixo da qual a importância da configuração espacial do habitat aumenta drasticamente para a persistência das espécies (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Em outras palavras, o declínio de uma população está diretamente relacionado à perda de habitat nos estágios iniciais da fragmentação, mas passa a ser mais influenciado pelo tamanho e conectividade das manchas na paisagem (ANDRÉN, 1994) em paisagens com menor porcentagem de cobertura florestal remanescente. O limiar de fragmentação proposto na literatura está em torno de 10- 30% de habitat remanescente (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003), mas pode variar de acordo com a escala de análise na paisagem e características ecológicas das espécies e grupos taxonômicos considerados (FISCHER; LINDENMAYER, 2007; HOMAN et al., 2004; MacGARIGAL; McCOMB, 1995;). Devido à prevalência de modelos teóricos e a ausência de estudos empíricos em diversas regiões geográficas com diferentes grupos taxonômicos, o limiar de fragmentação ainda é um assunto controverso (FAHRIG, 2003), mas potencialmente útil para gestão e manejo de conservação (BUENO, 2008).

Estudos sobre os impactos da fragmentação florestal na biodiversidade costumam enfatizar principalmente mudanças na área dos remanescentes e na conectividade (FAHRIG, 2003; SOULÉ et al., 1992). Porém, considerando a paisagem como um ambiente heterogêneo, devem ser avaliados além destas características, outros parâmetros que interferem na dinâmica dos fragmentos, como o arranjo espacial e a complexidade do mosaico de ambientes (METZGER, 1999). A forma do fragmento, diretamente relacionada

ao efeito de borda, e a qualidade da matriz constituem algumas das outras características que podem influenciar a dinâmica de populações fragmentadas (EWERS; DIDHAM, 2006; GASCON et al., 1999). Percebemos que características ambientais e da vegetação podem constituir fatores muito importantes na estruturação da biodiversidade em paisagens fragmentadas (JELLINEK et al., 2004; VALLAN, 2000). A conversão de ambientes florestais contínuos em fragmentos pequenos e desconectados resulta em uma série de mudanças no ambiente, como a degradação da qualidade do habitat (HARISON; BRUNA, 1999; WILCOX; MURPHY, 1985). Além disso, diversos processos ecológicos são alterados nos fragmentos, como a dinâmica florestal, ciclagem de nutrientes e estocagem de carbono (LAURANCE, 2008). Mudanças físicas na estrutura da vegetação e microclima, bem como alterações na temperatura, velocidade do vento, umidade e insolação, principalmente nas áreas mais próximas às bordas dos fragmentos, são características que podem ter grande influência sobre a persistência de espécies (HARISON; BRUNA, 1999, LAURANCE, 2008; SAUNDERS et al., 1991). Neste contexto, os efeitos decorrentes da perda de habitat e fragmentação florestal estão entre as maiores ameaças à biodiversidade (BROOKS et al., 2002), considerados responsáveis pelo aumento da taxa de extinção de espécies no mundo (HENLE et al., 2004). Por este motivo é necessário um maior conhecimento sobre os mecanismos de ação dos parâmetros estruturais da paisagem na dinâmica de populações fragmentadas, principalmente nas regiões tropicais, onde estes efeitos devem ser mais severos (FAHRIG, 2003; METZGER, 1999).

1.3 RECRUTAMENTO DE SEMENTES

O entendimento dos processos de regeneração natural de comunidades vegetacionais é importante para o sucesso do seu manejo (VIEIRA et al., 2001). Uma das informações necessárias é o conhecimento do estoque de sementes existente no solo, ou seja, o banco de sementes do solo. Este estoque de sementes é composto, em grande proporção, por sementes produzidas na área e, em menor proporção, por sementes imigrantes de outras áreas através de distintos processos de dispersão (VIEIRA et al., 2001 Apud Hall & Swaine, 1980). Além do estoque de sementes representado pelo banco, Garwood (1989) ressalta que, a chuva de sementes, o banco de plântulas e a formação de bosque (emissão rápida de brotos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados) também desempenham papéis fundamentais na

revegetação dos ecossistemas. Assim, ao se escolher um modelo de revegetação, deve ser observado a existência do banco de sementes e plântulas e áreas com vegetação natural próximas, que possam funcionar como fonte de sementes para dispersão. Havendo estas fontes de propagulo, não há necessidade de introdução de espécies, sendo possível a utilização da regeneração natural como forma mais adequada de revegetação da área (KAGEYAMA & GANDARA, 2000). Dentro deste contexto, desenvolvemos a seguir uma pequena revisão sobre banco de sementes, banco de plântulas e chuva de sementes, a fim de fornecer indicativos e verificar a contribuição destes no recrutamento de sementes para restauração natural da vegetação.

1.3.1 Banco de sementes

A reserva de sementes viáveis presentes na superfície do solo foi constatada por Darwin, em 1859. Entretanto, somente na década de 1960, quando se percebeu a importância de considerar as sementes presentes no solo como parte da flora, é que o papel do banco de sementes teve a sua importância reconhecida na regeneração de habitats naturais (ROBERTS, 1981). O interesse pelo banco de sementes teve início com a perda de produtividade agrícola, devido à importância do conhecimento do potencial sementeiro das plantas daninhas para seu controle. Assim, o conhecimento da flora daninha foi importante na predição de riscos de infestação por plantas invasoras e para o manejo racional do uso de herbicidas (BATISTA NETO, 2005). Ultimamente, estes interesses também têm sido estendidos para o entendimento da dinâmica da regeneração de florestas. O conhecimento da distribuição, quantificação e composição populacional do banco de sementes resulta em valiosa ferramenta para inferências sobre o processo de regeneração natural, assim como a adoção de técnicas de manejo para conservação da diversidade biológica ou recuperação de áreas degradadas (LOPES et al., 2006).

O banco de sementes inclui todas as sementes viáveis não germinadas que estão enterradas ou na superfície do solo associadas à serrapilheira em uma determinada área num dado momento, sendo capazes de substituir plantas adultas e estando susceptíveis a doenças ou serem consumidas por animais, constituindo assim um sistema dinâmico de entradas e saídas (GARWOOD, 1989). Pode ser formado por sementes alóctonas (originárias de outros locais) e/ou autóctonas (sementes de espécies locais). A incorporação de novas sementes ao

banco varia amplamente ao longo do ano e sua permanência no solo é muito variável, apresentando duas estratégias: temporária e persistente. A temporária é aquela na qual nenhuma semente apresenta dormência e não fica viável por mais de um ano, sendo esse banco composto por sementes de vida curta. Já a estratégia persistente mantém as sementes dormentes viáveis por longos períodos (GARWOOD, 1989; THOMPSON; GRIME, 1979).

O acúmulo de sementes no banco do solo varia de acordo com a entrada (dispersão) e saída (germinação, predação, perda de viabilidade, fogo, danos físicos, etc). Portanto, o banco de sementes é produto de eventos bióticos e abióticos que ocorrem no ambiente (ALMEIDA-CORTEZ, 2004, Figura 2). Já o período em que a semente permanece viável no solo depende de seus atributos fisiológicos (tipo de dormência), de interações bióticas (existência de parasitas e/ou predadores) e de condições abióticas (disponibilidade de água, luz e oxigênio) (GARWOOD, 1989).

O banco de sementes do solo tende a ser dominado por uma ou poucas espécies (GARWOOD, 1989) e ser constituído, basicamente, por espécies pioneiras herbáceas e arbustivo-arbóreas de ciclo de vida curto (BAIDER et al., 2001; PUTZ; APPANAH, 1987). Espécies herbáceas pioneiras não são componentes das florestas tropicais, mas são extremamente importantes nas fases iniciais de sucessão (sendo progressivamente eliminadas pelas espécies de sucessão secundária) e aparecem em grande número no banco de sementes, pois geralmente, apresentam dormência facultativa, além de possuírem mecanismos eficientes de dispersão (BAIDER et al., 2001; HOPKINS; GRAHAM, 1984; VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1987; WHITMORE, 1989). Diferenças na dispersão e dormência das sementes, características entre espécies mais iniciais da sucessão, refletem na variação espacial e temporal da composição do banco de sementes (DALLING et al., 1997). Entre as espécies pioneiras, a duração da dormência das sementes presentes no solo varia bastante. Experimentos nos quais foi estimada a sobrevivência de sementes mostraram que 100% das sementes de algumas espécies pioneiras podem permanecer no solo sem germinar pelo período de dois anos, enquanto que outras espécies apresentaram marcada redução na germinabilidade depois de um ano (HOPKINS; GRAHAM, 1987).

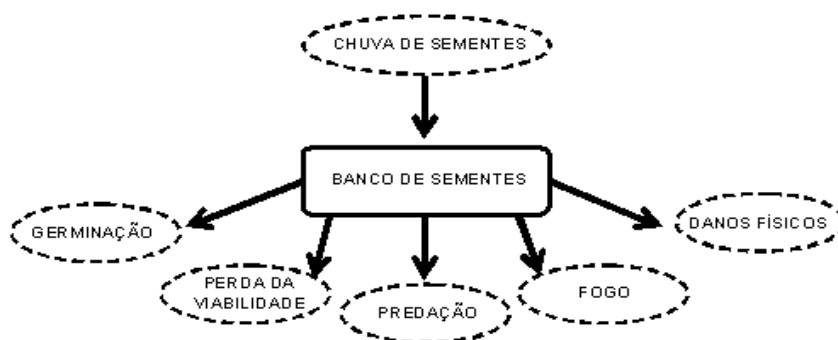
Em se tratando do contexto de restauração, o uso do banco de sementes do solo é útil na recuperação de áreas degradadas e apresenta como principal vantagem a possibilidade de restabelecer no local degradado um ecossistema que se assemelha, pelas espécies contidas, àquele que existia antes da sua perturbação. Uma outra vantagem da utilização deste material é que o banco de sementes do solo pode ser retirado da própria área impactada ou de áreas

remanescentes próximas, o que torna o processo de restauração mais barato e eficiente (SOUZA et al., 2006).

Ainda neste contexto, a avaliação do banco de sementes, em estudos de restauração, nos fornece conhecimento sobre a regeneração natural local e sua dinâmica, o que é necessário para avaliação do potencial de auto-recuperação dos ecossistemas perturbados. Assim, através da avaliação do banco de sementes nas diferentes situações ambientais, é possível identificar e definir diferentes métodos de restauração para cada caso, o que garantirá maior eficiência e sucesso nas atividades de recuperação (RODRIGUES, 2002).

Apesar das vantagens do banco de sementes deve-se ter em mente que a presença de sementes no local perturbado é um fator limitante para recuperação, mas não é o único. Estudos em pastagens mostram que muitas plântulas morrem nos estágios iniciais de desenvolvimento devido à alta taxa de predação por insetos e mamíferos ou mesmo pela competição com gramíneas (NEPSTAD et al., 1998). As gramíneas interferem no desenvolvimento destas plântulas, competindo por recursos e espaço (dificultando o enraizamento), constituindo, portanto, uma barreira física para as espécies lenhosas (MIRITI, 1998). Em áreas de reflorestamento, as gramíneas também constituem uma barreira física para o estabelecimento das mudas e das sementes dispersas na área, principalmente nos primeiros anos de implantação, quando não há condições de sombreamento, que poderia prejudicar, ou mesmo impedir, o aparecimento de gramíneas. Com o passar dos anos o estabelecimento de plântulas em áreas já reflorestadas é favorecido pela supressão da vegetação herbácea nas condições de sombreamento e alta produção de serrapilheira dentro destas matas, diminuindo, desta maneira, a competição dos regenerantes (MONTAGNINI, 2001).

Figura 2: Diagrama da dinâmica do banco de sementes no solo.



Fonte: Adaptado de ALMEIDA CORTEZ, 2004.

1.3.2 Chuva de sementes

O processo de dispersão de sementes nada mais é que o transporte das mesmas a diferentes distâncias de sua planta-mãe. Esta distância pode variar de centímetros a quilômetros, dependendo da síndrome de dispersão associada. Este processo representa a ligação da última fase reprodutiva da planta com a primeira fase no recrutamento da população (HOWE, 1986).

Existem diversas formas de dispersão de sementes: pela ação do vento (anemocoria), da água (hidrocória), da força da gravidade (barocoria), de estruturas da própria planta (autocoria) ou através do transporte pela fauna (zoocoria). Associadas às formas de dispersão podemos encontrar modificações nos frutos e sementes, como adaptação às características do agente dispersor (HOWE; SMALLWOOD, 1982; VAN DER PIJL, 1982). Sementes dispersas pelo vento possuem tamanho reduzido, estruturas aladas ou plumas, facilitando seu vôo. As sementes dispersas pela água apresentam estruturas que aumentam sua resistência para a dispersão submersa como pêlos e substâncias viscosas, ou melhoram sua flutuabilidade para dispersão através da superfície da água, como cortiças, asas e poros que retêm o ar. Já as sementes autocóricas estão associadas a estruturas balísticas que as lançam a até diversos metros de distância. Por fim, as sementes zoocóricas possuem ganchos e estruturas adesivas, para aderir ao corpo do animal, ou estruturas carnosas, como o arilo e o pericarpo, e coloração e odor atrativos à fauna (HOWE; SMALLWOOD, 1982).

O padrão de distribuição das sementes de uma dada área varia de acordo com a eficiência da dispersão, a quantidade de adultos reprodutivos no local, o tamanho e peso da semente, entre outros fatores. Quase toda dispersão mostra um modelo agregado, indicando que esta tende a declinar logaritmicamente com o aumento da distância (HUTCHINGS, 1986; MILES, 1979). A dispersão anemocórica em espécies pioneiras e não-pioneiras tende a produzir uma distribuição mais distante da árvore matriz, em relação às espécies dispersas por vertebrados (WILLSON; CROME, 1989; WILLSON, 1993). Há também diferenças na distância de dispersão em consequência das diferenças de tamanho das sementes e tipos de agentes dispersores (DALLING et al., 1997).

Segundo alguns estudos, barreiras na dispersão de sementes parecem ser fatores importantes na limitação da regeneração natural (HOLL, 1999). A permeabilidade da paisagem é uma característica que pode promover ou impedir a dispersão. Barreiras e habitats inóspitos, por exemplo, reduzem a permeabilidade e, portanto, podem limitar a

diversidade de tipos funcionais que chegam a um local sem ajuda de dispersores. Logo, a paisagem interage com os agentes dispersores de diferentes maneiras, interferindo assim no sucesso e na distância da dispersão de propágulos (FAHRIG, 2003).

Certos habitats são impermeáveis a algumas espécies, mas não a outras (HONNAY et al., 2002). Segundo Duncan et al., (1999), na dispersão zoocórica, os dispersores evitam áreas limpas devido ao risco de predação. Esse estudo e outros demonstraram claramente que a falta de dispersão de sementes é um dos fatores que mais limitam a regeneração natural em pastagens abandonadas: poucas sementes de espécies arbóreas dispersas por animais caem além dos 5 metros da borda da floresta em áreas de pastagem sem árvores ou arbustos (AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1999; VIEIRA et al., 1994; WHITMORE, 1989; WILLSON; CROME, 1989). Logo, a chuva de sementes pode estar negativamente correlacionada com a distância da borda da floresta, sugerindo que a distância pode ser um fator importante no início da sucessão florestal (MYSTER; PICKETT, 1992).

Em contrapartida, se o isolamento prejudica a zoocoria, ele favorece a colonização por espécies com sementes pequenas e flutuantes. Estudos mostraram que a água corrente contém grande número de sementes, sugerindo que a hidrocoria é um importante vetor de dispersão. Ao contrário da dispersão pelo vento, a dispersão pela água não ocorre em paisagens inteiras, mas apenas ao longo dos corpos d'água, com tendência a ser altamente unidirecional (a jusante) (BOEDELTE et al., 2004; MIDDLETON, 2000).

Já a anemocoria, apesar da suposição geral, aparentemente não é um importante vetor de dispersão a longas distâncias. Evidências disponíveis sugerem que a dispersão anemocórica por longas distâncias é incomum e ocorre apenas em condições excepcionais (NATHAN, 2006). Estudos realizados descobriram que, apenas uma pequena fração das sementes atinge distâncias de mais de 10 - 20m a partir da planta matriz (BULLOCK; CLARKE, 2000; COULSON et al., 2001; SOONS; BULLOCK, 2008). Esta fração é maior no caso das espécies que produzem grandes quantidades de sementes leves e/ou são árvores muito altas. Contudo, a importância da dispersão pelo vento muda drasticamente em paisagens heterogêneas como aquelas com relevo acidentado que reforçam a importância de correntes térmicas de ar para o fluxo de sementes. Tackenberg et al., (2003) estudou a dispersão de sementes de espécies de plantas que crescem em pequenas rochas de afloramentos e observou que a turbulência do ar induzida pelo calor permite a troca de sementes entre os locais com distâncias até algumas centenas de metros para muitas espécies.

Enfim, a dispersão de sementes é um fator considerado essencial para a colonização de habitats e na constituição da estrutura espacial e temporal de populações vegetais. Processo este visto como chave na recobertura florestal de áreas degradadas, já que o banco de sementes e outras fontes de regeneração (ex. brotos de caule ou raiz) têm sistematicamente sido eliminados por cultivos prolongados, corte ou fogo (NEPSTAD et al., 1990). Além disso, a dispersão de sementes não apenas determina a área de recrutamento, como também influencia os processos subsequentes, tais como a predação, a competição por recursos (luz, água e nutrientes) e a reprodução (polinização).

Assim, conhecida a importância das interações bióticas, particularmente da dispersão de propágulos, para os mecanismos que preservam a diversidade constata-se a importância de compreender as condições em que o processo de dispersão de sementes ocorre, a fim de tirar proveito não só na conservação dos ambientes, mas também para promover a recuperação de ambientes seriamente afetados (JORDANO et al., 2006).

1.3.3 Banco de Plântulas

No interior da floresta, após a dispersão, um grande número de propágulos alcança o solo; entretanto, somente uma pequena fração germina e consegue atingir o estágio de plântula (HARPER, 1977). O banco de plântulas e de indivíduos jovens, que constituem a chamada regeneração avançada, parece ter maior importância na regeneração da floresta após a abertura de clareiras pequenas (< 150 m²) do que os diásporos externos, oriundos da chuva de sementes e daquelas presentes no estoque do solo. Em um estudo realizado na Venezuela, 95% das árvores encontradas em clareiras pequenas, após quatro anos da sua formação, eram resultantes da regeneração avançada (UHL et al., 1988).

Nas florestas maduras tropicais e temperadas, o banco de sementes, em geral, é pobre e tende a ser substituído por uma reserva de plântulas que lhe é equivalente (GRIME, 1986). Normalmente, as sementes de espécies finais da sucessão não possuem capacidade de dormência e são encontradas no banco de plântulas. Uma das possíveis explicações para esse tipo de estratégia seria evitar a predação, já que as sementes e os frutos de muitas espécies de Florestas Tropicais maduras são grandes e têm alto valor nutricional, tornando-se excelentes recursos para herbívoros. Desta forma, principalmente nas regiões tropicais, a

estratégia predominante seria a germinação rápida e a persistência na forma de plântulas ou de indivíduos jovens por um período variável (OROZCO- SEGOVIA, 1987; VÁSQUEZ-YANES).

Nas regiões tropicais, apesar dos poucos estudos, parece que a sobrevivência de plântulas, em alguns casos, aumenta com a distância da planta matriz (HOWE; SMALLWOOD, 1982), porque haveria diminuição dos possíveis fatores de mortalidade, que dependem da densidade e/ou distância (CONNELL, 1979 *apud* HUTCHINGS, 1986; JANZEN, 1970), como patógenos (AUGSPURGER, 1983), predadores (JANZEN, 1970), herbívoros, alelopatia, competição entre a prole e a planta-matriz (HARPER, 1977) e por nutrientes e luz (FENNER, 1978). Nas condições geralmente inóspitas das grandes clareiras (> 150 m²), e principalmente nas situações de pastagens abandonadas, o estrato de regeneração é raramente observado, e quando existente é extremamente pobre, o que também está, em parte, relacionado à sobrevivência das plântulas. Estes são mais frequentemente observados nas áreas ao redor de árvores remanescentes, constituindo as ilhas de floresta natural (UHL et al., 1991).

A maioria dos trabalhos relacionados com a investigação dos processos envolvidos na dinâmica florestal negligencia a composição dos estratos inferiores, compostos por plântulas (LASKA, 1997) e indivíduos jovens de espécies arbóreas que representam as fontes de regeneração florestal (SWAINE, 1996). Contudo, os estudos dos indivíduos emergentes, assim como os relacionados ao banco e chuva de sementes, colaboram na interpretação da regeneração natural e revelam a presença de espécies características que futuramente irão atingir o dossel, mas constituem momentaneamente o banco de plântulas e indivíduos jovens (SWAINE, 1996).

1.4 SUCESSÃO ECOLÓGICA

Na natureza, as comunidades vegetais formam-se progressivamente ao longo do tempo, devido às alterações em sua constituição e estrutura. Estas transformações não se limitam somente à fisionomia, ou às espécies, mas que afetam consideravelmente todo o ecossistema. Esse fenômeno, de transformações graduais, foi denominado de sucessão ecológica e apesar da sua conceituação mais formal tenha surgido praticamente

simultaneamente com o aparecimento da Ecologia como ciência independente, este atualmente ainda é tema de intensas discussões (GANDOLFI, 2007).

Os ecossistemas possuem capacidade até certo ponto elástica de adaptabilidade às alterações ambientais, seja a curto, médio ou longo prazos e o processo natural pelo qual os ecossistemas se recuperam dos distúrbios é a sucessão ecológica. Este fato faz da sucessão ecológica o principal conceito científico da restauração ecológica de áreas degradadas (PARKER, 1997). Assim, para que a restauração de um ambiente degradado ocorra o mais próximo possível de sua condição natural é imprescindível entender como o processo sucessional se dá naturalmente. Também, é necessário considerar que os processos de sucessão primária e de sucessão secundária são diferenciados. Na sucessão primária, o processo ocorre em substratos recentemente formados e envolve uma modificação substancial do ambiente colonizado por pioneiros. Já perturbações moderadas, as quais deixam boa parte das características físicas do ambiente intactas, são seguidas de sucessão secundária (RICKLEFS, 1996).

Os estádios iniciais da sucessão variam conforme as condições ambientais e dependem da intensidade e da extensão da perturbação, bem como da duração da mesma. Em áreas pouco perturbadas, muitas vezes, o isolamento do(s) fator(es) de perturbação é suficiente para que o processo de sucessão ocorra naturalmente. Em áreas com perturbações em nível intermediário, a intervenção pode atuar no sentido da aceleração do ritmo do processo sucessional. Nestas duas situações, o ambiente possui, na maioria dos casos, capacidade de resiliência, e a restauração se dá através do processo de sucessão secundária (RICKLEFS, 1996).

A interferência antrópica é necessária em ambientes que sofreram perturbação intensa, onde as características físicas do solo e o banco de sementes foram alterados de tal forma, que as espécies que irão se estabelecer neste ambiente são aquelas que atuam no processo de sucessão primária. Portanto, a restauração, neste último caso, deve ser encarada como um processo de sucessão primária. Em locais muito degradados, com perturbações constantes (p.ex. as áreas degradadas por culturas agrícolas e por desmatamento), apresentam um processo de sucessão secundária diferenciada. Em casos extremos, pode haver substituição de uma comunidade florestal (arbórea) por uma vegetação herbáceo-arbustiva (ervas e arbustos), devido aos níveis de degradação (WHITMORE, 1983), ocorrendo uma sucessão nos moldes da primária. Conforme Jordan (1986), distúrbios muito acentuados, que afetam até mesmo o solo somente a sucessão primária pode ocorrer.

Conforme Budowski (1965), no estágio inicial e secundário inicial de sucessão há um nítido favorecimento das gramíneas, arbustos e cipós, enquanto as árvores são escassas. Com a passagem para o estágio secundário tardio as gramíneas tornam-se escassas, ocorrem alguns arbustos e espécies arbóreas, os cipós e epífitas (poucas espécies) são abundantes. No clímax as gramíneas permanecem escassas, ocorrem alguns arbustos (muitas espécies), os cipós e as epífitas são muito abundantes (várias espécies e formas de vida) e ocorrem inúmeras espécies arbóreas, exceto as de associações edáficas.

Após a interrupção do uso da terra a sucessão da vegetação pode seguir três trajetórias distintas: (i) Trajetória fiel tanto quanto possível a ponto de se restabelecer e reconstituir uma comunidade vegetal semelhante a que existia anteriormente. Esta situação ocorre quando as mínimas condições físicas e ambientais da área são preservadas. (ii) Por outro lado, se houver alterações substanciais nas condições locais, a sucessão vegetal ocorrerá de forma mais lenta até atingir um estado semelhante ao original, ou, pode até mesmo adotar uma trajetória alternativa e dar origem a uma comunidade totalmente distinta; (iii) Outra possibilidade é a estagnação do processo de sucessão em um estado degradado como consequência das profundas mudanças e condições impostas pela perturbação (CRAMER et al., 2008; EWEL, 1999; SUDING et al., 2004).

A trajetória a ser seguida pela vegetação dependerá de um conjunto de fatores que se manifestam em diferentes escalas, desde a escala local (tipo e a intensidade da perturbação) até escalas mais amplas como a regional (clima, pluviosidade, topografia e tipo de solo) e a de paisagem (composição do mosaico de uso da terra no entorno) (FALK et al., 2006). Além das escalas, fatores bióticos e abióticos podem se manifestar na trajetória vegetacional. Os fatores abióticos estão relacionados essencialmente às características físico-químicas do ambiente (como a química do solo e o fluxo de água). Já os bióticos relacionam-se às interações ecológicas (dispersão de sementes e competição por recursos) (CRAMER et al., 2008).

Por fim, conhecer os processos sucessionais e as barreiras bióticas e abióticas para o estabelecimento e crescimento de indivíduos em áreas degradadas nos permite optar pelos métodos de restauração mais efetivos em cada caso e prever se há a necessidade de acelerar a taxa de recuperação natural quando uma área está em processo arrastado de sucessão (ZAHAWI; AUGSPURGER, 1999), facilitando e acelerando a recuperação ambiental.

1.5 FATORES QUE INTERFEREM NA RESTAURAÇÃO

A intervenção humana tem um efeito desestabilizador sobre os ecossistemas naturais, perturbando seu equilíbrio dinâmico. Dentre as alterações recentes que vêm ocorrendo nas florestas mundiais, destaca-se a fragmentação de remanescentes naturais em pedaços progressivamente menores, isolados por áreas tomadas pelo desenvolvimento agrícola, industrial e urbano. Com esse processo antrópico de fragmentação do habitat, a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na composição e diversidade das comunidades (METZGER, 1999). Ações com propósito de minimizar os efeitos dos processos de fragmentação tornam-se urgentes. Metzger (2000) considera fundamental para projetos de restauração ecológica, novos conceitos de ecologia de paisagem. Dessa forma, incorporar na restauração os conceitos de fragmentação, permeabilidade da matriz, conectividade da paisagem, corredores biológicos e fluxo de organismos, faz avançar a visão de restauração e amplia os horizontes das nossas ações em áreas degradadas.

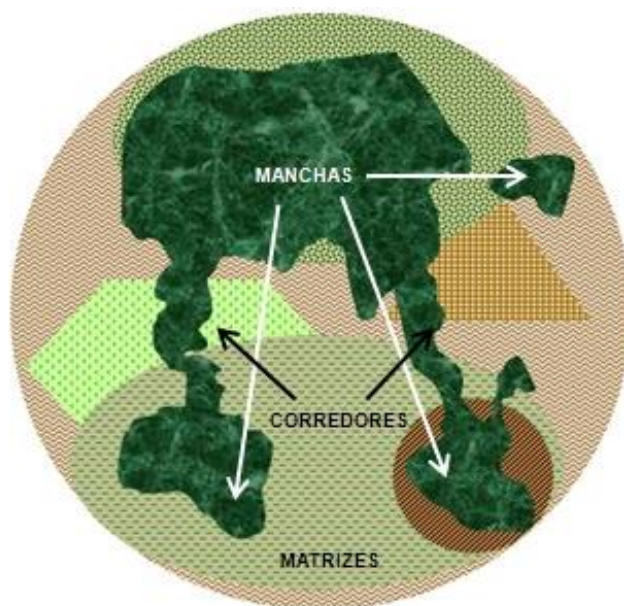
1.5.1 Paisagem

A ecologia de paisagens envolve o estudo do padrão apresentado por uma paisagem e das interações entre os elementos que a constituem e os padrões de mudança com o decorrer do tempo (MCGARIGAL; MARKS, 1995). O ponto central da análise nesta área científica é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades de paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com suas vizinhas (por exemplo, diferentes tipos de habitats) (METZGER, 2001). Desta forma a paisagem pode ser entendida como um conjunto de unidades interativas (ecossistemas, tipos de cobertura vegetal, usos da terra) delimitada por características geomorfológicas comuns e/ou histórico de ocupação ou perturbação semelhante (METZGER, 2003). Neste conjunto de unidades interativas destacam-se a matriz, as manchas e os corredores, que são considerados os constituintes fundamentais da estrutura da paisagem (Figura 3).

A matriz é o elemento que controla a dinâmica da paisagem e pode ser considerada como o elemento que cobre a maior parte da paisagem (elemento de maior recobrimento espacial) ou o que possui o maior grau de conexão (elemento com o menor grau de fragmentação). Pode ser compreendida como o conjunto de unidades de não-habitats para

uma determinada comunidade ou espécie estudada (METZGER, 2001). A qualidade da matriz tem um papel fundamental em muitos mecanismos e interações ecológicas, podendo influenciar diretamente a viabilidade de polinizadores, os serviços da polinização, gerar impactos sobre a herbivoria e populações de herbívoros e ainda afetar a predação e dispersão de sementes (JULES; SHAHANI, 2003). Manchas são áreas homogêneas (numa dada escala) com extensões reduzidas e não lineares de uma determinada paisagem que se distingue das unidades vizinhas (METZGER, 2001). Já os corredores são faixas do ambiente que diferem da matriz em ambos os lados e, com frequência, conecta duas ou mais manchas na paisagem. São cada vez mais reconhecidos como importantes elementos da paisagem, pois possibilitam a dispersão seja animal ou vegetal. Entretanto os corredores podem ter efeitos negativos, como a transmissão de doenças e a propagação de desastres naturais como o fogo (DÁRIO; ALMEIDA, 2000).

Figura 3: Principais elementos da paisagem



Fonte: Do autor

A composição da matriz no entorno de áreas abandonadas, a presença de manchas florestais e outros fatores como presença de pastagens, cultivos, complexos agroflorestais entre outros podem influenciar a trajetória da sucessão vegetal no nível de paisagem (CHAZDON, 2003; HOLL, 2002; OSTERTAG, 2001). A geometria e tamanho dos fragmentos existentes na paisagem e a proximidade entre eles possuem uma grande influência no fluxo, dispersão e diversidade de organismos. A influência destes fatores na

paisagem ocorre devido à dependência dos fluxos biológicos e genéticos, assim como os processos de colonização e dispersão com estrutura e configuração da paisagem (UEZO, 2005).

A perspectiva relacionada aos aspectos da paisagem vem ganhando cada vez mais destaque nas pesquisas ecológicas devido à dinâmica envolvida entre os elementos constituintes da paisagem, os quais sofrem e exercem influência uns sobre os outros. Assim sendo, existem implicações ecológicas distintas nos diferentes contextos, principalmente os associados à restauração florestal. Um aspecto importante da paisagem para restauração é o grau de isolamento e a localização de cada fragmento em relação ao outro. Trabalhos evidenciam a relação positiva entre a regeneração florestal e a existência de fragmentos florestais nas proximidades, o que pode ser explicado pelo fato das áreas adjacentes atuarem como fonte de sementes para colonização da área a ser restaurada (ARAÚJO et al., 2005).

Outro aspecto importante da paisagem para restauração é a área da mancha florestal. O tamanho da área florestal é uma variável importante que está relacionada com a disponibilidade de recursos e adaptabilidade, determinando assim os padrões de riqueza e diversidade de comunidades animais e vegetais (LOMOLINO; WEISER, 2001). Conforme as paisagens florestais tornam-se fragmentadas e a área florestal é reduzida, as populações também são reduzidas, os padrões de migração e dispersão são alterados e os habitats tornam-se expostos a condições externas adversas anteriormente inexistentes. Isto resulta, em última análise, numa deterioração da diversidade biológica ao longo do tempo (TILMAN et al., 1994; TERBORGH et al., 1997). O mais importante para a sobrevivência de uma espécie a longo prazo é a manutenção de uma área mínima contendo habitat adequado (ATMAR; PATTERSON, 1993). Assim, podemos correlacionar que quanto maior a área florestal, maior será o suporte para a diversidade (LAWRENCE, 2007).

Além da área e da distância entre uma área em regeneração e uma área fonte ser um fator limitante à colonização, o tipo de uso do solo entre as áreas pode inviabilizar completamente o fluxo de fauna podendo assim ter efeitos substanciais sobre a dispersão de sementes e outras relações mutualísticas como a predação de sementes e a herbivoria. Cada espécie animal possui capacidade e habilidade distintas de deslocamento. Assim a matriz pode ser permeável para determinadas espécies e impermeável para outras, que dificilmente irão se aventurar nestas áreas. Logo, se uma matriz for considerada impermeável, é muito improvável que espécies vegetais zoocóricas colonizem a área abandonada (JORDANO et al., 2006). Consequentemente, a seleção prévia imposta pela matriz afetará a composição da

comunidade vegetal a ser estabelecida na área em restauração. No entanto, mesmo comprovando-se a forte influência da matriz sobre a dispersão de sementes, existem poucos estudos que comparam a chuva de sementes ou recuperação da vegetação em função de diferentes usos da terra ao redor.

Nesse sentido, pode-se verificar que a estrutura da paisagem está intimamente relacionada com os processos envolvidos na restauração de um ecossistema e a interação entre estas duas áreas pode ser benéfica para ambas. A ecologia da paisagem pode utilizar informações provenientes de projetos de restauração para testar questões relacionadas à função de habitats e à fragmentação e a ecologia da restauração pode se beneficiar das características quantitativas e preditivas da ecologia da paisagem, bem como dos seus conceitos, técnicas e desenvolvimento de novas tecnologias (BELL et al., 1997).

1.5.2 Fauna

Na década de 1970, um dos grandes ecólogos tropicais, Daniel H. Janzen atentou para um problema relativo à conservação muito mais sutil do que a extinção de espécies: a perda de interações bióticas em áreas sujeitas à perturbação antrópica. Com base nesta importante observação, particularmente a partir da década de 90, a comunidade científica passou a pesquisar de que maneira as várias interações bióticas são afetadas pela degradação ambiental. Os ecossistemas são compostos por uma complexa estrutura dinâmica, com íntima interação em diferentes níveis tróficos e apenas uma mínima perturbação pode influenciar radicalmente esta dinâmica. Sempre que um ecossistema é afetado por uma perturbação, organismos e até mesmo populações inteiras podem ser afetados, podendo até mesmo desaparecer, promovendo, em consequência, a perda da biodiversidade e de suas funções (WILSON, 1994; CREED, 2006).

Os efeitos da perda de diversidade e das complexas interações são significativos e graves, uma vez que serviços ecológicos ou ecossistêmicos, que beneficiam a nossa sobrevivência, podem ser eliminados. Serviços ecológicos são os processos e condições naturais os quais fornecem, suportam, regulam e mantêm a cultura da humanidade (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; WHITTINGHAM, 2011), ou seja, é a relação do sistema ecológico com a vida humana, no sentido de beneficiá-la (LAUTENBACH et al., 2011; RICKETTS, 2004). Estudos mostram que os processos

ecossistêmicos ocorridos naturalmente acabam por gerar produtos benéficos à nossa sobrevivência (PRIESS et al., 2007), de modo que os impactos de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos sobre os constituintes do bem-estar são negativos, até mesmo porque sem eles os ecossistemas rapidamente colapsariam (HAGVAR, 1998). Dentre os serviços ecológicos estão: fertilidade do solo, ciclagem da matéria orgânica, decomposição, controle biológico, purificação da água (DAILY, 1997), produção primária, dispersão de propágulos, polinização, entre outros não menos importantes. As interações animal-planta, planta-planta e animal-animal são importantes para a produção de certos serviços à humanidade, como a polinização e a dispersão, além de serem de suma importância para manutenção da plenitude das comunidades onde ocorrem (JORDANO et al., 2006).

Além dos benefícios ao bem estar humano os serviços ecossistêmicos estão também relacionados com o sucesso da recuperação de áreas degradadas já que garantem: a) sustentabilidade ou capacidade da comunidade perpetuar-se através dos processos de dispersão e polinização; b) a resistência à invasão de organismos que não fazem parte do ecossistema, pelo controle biológico e c) o estabelecimento de uma elevada capacidade de retenção de nutrientes, por meio da ciclagem (IMPERATRIZ-FONSECA, 2007).

Tais constatações remetem à necessidade do melhor conhecimento das interações complexas e dos fenômenos que se desenvolvem no ecossistema e compreendem os processos que levam à estruturação e manutenção de um ambiente no decorrer do tempo (BARBOSA, 2000; BARBOSA; MANTOVANI, 2000; LOISELLE; BLAKE, 1993; REIS et al., 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

1.5.2.1 Dispersão de sementes

Em Florestas Tropicais, a síndrome de dispersão mais freqüente é a zoocórica. Segundo Morellato & Leitão Filho (1992), cerca de 60 a 90% das espécies vegetais de florestas tropicais são zoocóricas, ou seja, têm suas sementes dispersas por animais. Assim o estabelecimento da relação entre planta-frugívoro em áreas degradadas certamente é essencial para a conservação de uma floresta existente ou na aceleração do processo de reflorestamento. A presença de espécies animais dispersoras, além de agregar valor ecológico à comunidade com o aumento da complexidade de interações, é fundamental para

a manutenção do equilíbrio dinâmico das áreas a serem recuperadas ou em processo de recuperação (SILVA, 2003).

Várias espécies de animais consomem frutos e sementes (ex. formigas, lagartos, peixes), entretanto, a frugivoria e a granivoria são mais disseminadas entre as aves e os mamíferos. Esses animais podem dispersar as sementes para longe da planta-mãe, local sujeito a intensa predação, além da competição de recursos com a própria planta-mãe. Assim a dispersão, por distanciar as sementes da planta-mãe, aumenta consideravelmente as chances de sobrevivência das plântulas (CONNELL, 1971; FORGET, 1992; HULME, 1997; JAZEN, 1970; JANSEN et al., 2002; SANCHEZ-CORDEIRO; MARTINEZ-GALLARRDO, 1998; SCHUPP, 1998; SILVA; TABARELLI, 2001; TERBORGH et al., 1993; VANDER WALL, 2002).

Entre os vertebrados, as aves destacam-se como importantes dispersores de sementes. De acordo com Fleming (1991), aproximadamente 35% das famílias de aves possuem espécies que consomem frutos. No entanto, a maioria das aves frugívoras alimenta-se também de artrópodes, obtendo, através desse recurso proteínas, que são escassas nas estruturas carnosas dos frutos (MOERMOND; DENSLOW, 1985).

As aves frugívoras podem ser divididas em grupos que vão de espécies consumidoras ocasionais de frutos, como alguns tiranídeos e pica-paus, às espécies que se alimentam, na fase adulta, apenas de frutos, como alguns piprídeos e contingídeos (MOERMOND; DENSLOW, 1985; MORTON, 1973). A proporção de diferentes itens alimentares na dieta também varia ao longo do ano, em função do ciclo reprodutivo das aves e em decorrência da disponibilidade de tais recursos no ambiente (MOERMOND; DENSLOW, 1985).

Uma característica comum às aves frugívoras tropicais é a capacidade de explorar uma grande variedade de espécies vegetais (SNOW, 1981; WHEELWRIGHT et al., 1984). Algumas aves chegam a incluir dezenas ou até quase uma centena de espécies de fruto em sua dieta (MOERMOND; DENSLOW, 1985). A escolha dos frutos pelas aves se dá em função de diversos fatores, como o comportamento alimentar, demanda nutricional, abundância e a disponibilidade dos frutos, cor, gosto, tamanho dos frutos e sementes e a presença de compostos secundários (MOTTA-JUNIOR, 1991; HASUI, 1994; WHEELWRIGHT, 1985). O tamanho dos frutos é uma característica muito importante, pois é um dos fatores determinantes das espécies de aves capazes de consumi-los (MOERMOND; DENSLOW, 1985; WHEELWRIGHT, 1985). Segundo Terborgh & Diamond 1970 (apud WHEELWRIGHT, 1985) isso torna as plantas com frutos menos

atrativas a um número maior de espécies de aves. Outras características dos frutos atrativos às aves são: coloração conspícua (vermelho e preto), maior qualidade nutricional, abundância local e disposição mais acessível na planta (MOERMOND; DENSLOW, 1985).

A qualidade da dispersão de sementes promovidas pelas aves é influenciada por seu comportamento alimentar, pelas características do seu aparelho digestivo e pelas características dos frutos (JORDANO, 1992; MOERMOND; DENSLOW, 1985; SCHUPP, 1993). Segundo Schupp (1993), os componentes que determinam a eficiência da dispersão podem ser qualitativos e quantitativos. Com base nessas informações, as aves frugívoras podem ser divididas em três grupos (JORDANO, 1992):

- a) Predadores de sementes: aves que quebram as sementes com o bico (geralmente aves que possuem o bico forte) ou as destroem através da ação do estômago muscular.
- b) Dispersores verdadeiros: aves que ingerem os frutos inteiros e eliminam boa parte das sementes intactas, através das fezes ou da regurgitação, promovendo a dispersão com eficiência.
- c) Predadores de polpa: aves que retiram partes dos frutos para consumo e geralmente derrubam as sementes sob a planta-mãe, sem promover uma dispersão eficiente.

Algumas aves se inserem em mais de um grupo. Espécies como os sanhaços (*Thraupis sp.*) e os saís (*Dacnis sp.*), por exemplo, podem agir como dispersores verdadeiros com frutos menores e predadores de polpa com espécies maiores (JORDANO, 1992).

Além das consequências advindas do comportamento alimentar, a passagem das sementes pelo tubo digestivo das aves pode alterar o sucesso de germinação (BARNEA et al., 1990; ELLISON et al., 1993). O aumento no sucesso da germinação de sementes ingeridas por aves parece ser um processo incomum. No entanto, a retirada das estruturas carnosas do fruto permite que as sementes permaneçam viáveis por mais tempo, por serem menos atacadas por bactérias e fungos, o que garante uma taxa de germinação mais alta (LOMBARDI, 1990; MOTTA-JUNIOR). Eventualmente, os frugívoros também podem afetar diretamente a germinação das sementes através da escarificação do tegumento da semente (quebra de dormência), através da remoção de inibidores da germinação pela separação da semente da polpa, ou através do aumento da taxa de germinação e crescimento

das plântulas provenientes do material fecal depositado ao redor (efeito de fertilização) (ROBERTSON et al., 2006).

Em se tratando do processo de degradação e fragmentação florestal, este pode prejudicar as plantas zoocóricas, já que afeta diretamente os animais dispersores (CORDEIRO; HOWE, 2003). A heterogeneidade espacial da paisagem gera diferenças na qualidade do habitat o que pode afetar a distribuição das espécies e persistência das populações (JOHN et al., 1995). Já foi comprovado que a fragmentação pode restringir a dispersão de sementes por aves frugívoras, desempenhando assim a função de barreira para a regeneração da floresta (PIZO; VIEIRA, 2004). As espécies de aves florestais, que vivem no interior da mata são coagidas pela ameaça da predação e não conseguem transpor nem mesmo faixas estreitas de áreas abertas (RABELLO et al., 2010). Logo, espécies vegetais zoocóricas também são indiretamente afetadas, pois dependem desses animais para dispersar seus propágulos (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Em consequência, fragmentos isolados tendem a receber (de áreas externas) e dispersar menor quantidade de sementes, como resultado das ameaças que os animais dispersores sofrem com a fragmentação (JORDANO et al., 2006).

Outra característica da dispersão de sementes relacionada à fragmentação florestal esta relacionada às alterações na área dos fragmentos, o que pode gerar grandes efeitos na interação ecológica animal-plantas (RABELLO et al., 2010). A redução de habitat pode gerar a redução de espécies frugívoras especialistas, que apresentam alimentação altamente restrita, elevando a susceptibilidade de animais à extinção (HASUI, 1994). Em contrapartida, as espécies generalistas beneficiam-se da diminuição da competição por frutos (RABELLO et al., 2010). Como resultado, a substituição de algumas espécies de frugívoros pode alterar a qualidade da dispersão de sementes e as taxas de estabelecimento de plântulas (KIRIBA et al., 2008). Como em fragmentos maiores podem haver dispersores melhores, à medida que os fragmentos reduzem suas áreas, alguns tipos de dispersor podem desaparecer, afetando a dispersão de determinadas espécies de sementes (MUSTAJÄRVI 2001). Assim, observa-se que a fragmentação não é apenas um processo de redução de área florestal, mas também um processo que causa muitos impactos biológicos indiretos (EWERS; DIDHAM, 2006).

Portanto, a fragmentação do habitat gera efeitos indiretos sobre a restauração. Uma vez que a capacidade de dispersão de sementes por longas distâncias pode ser um fator chave na sobrevivência de espécies da flora no local (JORDANO et al., 2006; OZINGA,

2004), a fragmentação pode reduzir a probabilidade de restauração da área degradada (OZINGA, 2004).

1.5.2.2 Predação de sementes

A predação de sementes é um processo de interação interespecífica importante na regulação da composição e estrutura de comunidades vegetais (JANZEN, 1971; LOUDA, 1982; SCHUPP, 1988, 1990). Isto porque ela pode limitar o recrutamento de plantas, reduzindo o número de sementes viáveis disponíveis e podendo causar alterações na distribuição espacial de espécies. As sementes são um importante recurso alimentar nos solos florestais. Elas são ricas em carboidratos e óleos, e esta reserva energética pode ser assimilada com eficiência de até 60 a 70% pelos herbívoros (BEGON et al., 1998). De acordo com a teoria do forrageamento ótimo (MACARTHUR; PIANKA, 1966), a energia ganha pelos consumidores deve ser um balanço entre o tempo gasto na manipulação e procura do alimento e a recompensa energética. Sendo que os consumidores que possuem o maior valor adaptativo são aqueles que maximizam a taxa de obtenção de energia. Assim, a quantidade, qualidade e distribuição de sementes no solo devem determinar diretamente o balanço de energia adquirida e o custo em obtê-las.

É evidente que a taxa de predação depende das espécies vegetais presentes na área, composição da fauna, ambiente e manejo. Um dos fatores que influenciam diretamente a taxa de consumo diário de sementes é a própria espécie da planta. A preferência alimentar pode associar-se ao tamanho, forma, consistência e dureza do tegumento das sementes, disponibilidade de alimento, arranjo das sementes na área, presença de estruturas contra o ataque de predadores (pêlos e espinhos), substâncias tóxicas e qualidade nutricional. De acordo com Janzen (1971) a intensidade de predação é maior embaixo da planta-mãe onde ocorre maior densidade de sementes e assim, à medida que aumenta a distância da planta, essa densidade diminui causando um decréscimo na predação das sementes. Porém em áreas onde o recurso é abundante, as taxas de predação podem não variar com a distância (VON ALLMEN et al., 2004).

O consumo de propágulos por animais diminui diretamente o número de sementes disponíveis no solo através da predação pré-dispersão (antes da deiscência das sementes) ou

reduz a abundância de propágulos que já estão no solo através da predação pós-dispersão (após a deiscência das sementes). Podendo ocorrer tanto na chuva de semente quanto no banco de sementes (PREÇOS; JOYNER, 1997). A predação pós-dispersão é uma importante causa de perda de sementes, reduzindo a população de sementes em áreas cultivadas, pastagens naturais, florestas e desertos (CARDINA et al., 1996). Os principais organismos que atuam na pré-dispersão são espécies de pássaros, insetos e roedores, e os que atuam em processos pós-dispersão são espécies de invertebrados (besouros, formigas, grilos e lesmas) (CROMAR et al., 1999; KJELLSSON, 1985).

Em se tratando das alterações que ocorrem devido ao desmatamento, estas também podem influenciar nas interações interespecíficas, como a predação de sementes e a herbivoria. Já que, estas alterações ambientais reduzem a produção de sementes e a diversidade vegetal, além de afetar os dispersores de sementes (STEVENS, 1999). O processo de fragmentação do habitat pode alterar o número de sementes predadas no solo (DONOSO et al., 2003; PIZO; VIEIRA, 2004), visto que a conversão do habitat contínuo em pequenos fragmentos e o aumento do efeito de borda podem alterar a composição e abundância dos animais granívoros e herbívoros (GALLETI et al., 2006; PIZO; VIEIRA, 2004; WILLIS, 1979; WRIGTH, 2003;). Terborgh et al., (2001) apontam para evidências de aumento na abundância de predadores de sementes e herbívoros após o processo de fragmentação em florestas tropicais, o que poderia provocar um aumento na perda de sementes e maiores restrições à regeneração de plantas. Vários estudos demonstraram uma ligação entre mudanças na composição da comunidade de mamíferos e a sobrevivência das sementes e/ou recrutamento de mudas (ASQUITH et al., 1997; CORLETT, 2002; SORK, 1987; STEVEN; PUTZ, 1984; TERBORGH; WRIGHT, 1994). De fato, Donoso et al., (2003) constatou um incremento das taxas de predação de sementes em pequenos fragmentos florestais de floresta temperada na costa do Chile, advindo do aumento da abundância de roedores predadores de sementes, o que segundo Theimer et al., (2011) realmente pode alterar a composição arbórea em florestas tropicais.

Neste contexto a predação de semente e a herbivoria são fatores que fornecem subsídios para entender a estrutura e dinâmica das comunidades vegetais, animais e suas interações. Por ser um fenômeno de extrema importância pode afetar, em parte, o estabelecimento das plântulas e o sucesso reprodutivo das plantas, caracterizando-se como uma ferramenta útil na predição de impactos no recrutamento e demografia de propágulos. Logo auxilia nas atividades ligadas a restauração e conservação de habitats já que processos

ecológicos como os envolvidos nas interações fauna-flora podem maximizar os efeitos restauradores, promovendo condições de auto-sustentabilidade à floresta implantada (BARBOSA, 2000).

1.6 PESQUISAS PUBLICADAS

Estudos e ensaios relacionados à restauração florestal têm aumentado significativamente nos últimos anos (GRADWOHL; GREENBERG, 1991; LOVEJOY et al., 1986; SHAFER, 1990; VIANA, 1990; VIANA et al., 1992; LAURANCE; BIERREGARD, 1997; SCHELLAS; GREENBERG, 1997), tornando-se cada vez mais um tema de destaque nas publicações científicas. As publicações na área têm crescido tanto em total de artigos publicados como em porcentagem total de publicações na área de ecologia (YOUNG et al., 2005). Revistas específicas sobre ecologia da restauração, como a *Restoration Ecology*, também floresceram na atualidade e apresentam altas taxas de venda (BRUDIVIG, 2011). Os artigos científicos da área estão presentes em revistas de maior impacto, incluindo em edições especiais dedicadas ao tema em revistas populares (por exemplo, *Journal of Applied Ecology* 2003; *Ciência* 2009) (BRUDIVIG, 2011) (Figura 4). Outra evidência do crescente interesse desta área científica são as publicações de numerosos livros que investigam cientificamente aspectos práticos da restauração (por exemplo, CLEWELL; ARONSON, 2007; HOBBS; PERROW; DAVY, 2002; SUDING, 2009; VAN ANDEL; ARONSON, 2006;).

No entanto, Brudivig (2011) constatou em seus estudos sobre tendências de publicação na área de restauração florestal, que existem algumas inclinações nos esforços de pesquisa da área. Ele observou que os estudos têm sido dominados por esforços em escala local (97% dos estudos da área) (BRUDVIG, 2011; HOBBS; NORTON, 1996) e que a biodiversidade também está entre os resultados mais comumente avaliados dos esforços de pesquisas sobre restauração (78%), fato não surpreendente visto o foco em estudos de escala local (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Além do enfoque das pesquisas na escala local e em fatores bióticos observa-se que, a maioria dos estudos restringe-se aos biomas terrestres (64%), negligenciando os ecossistemas aquáticos que recebem pouco ou nenhum (no caso de alguns ecossistemas como o marinho) esforço de investigação. As plantas são os organismos que recebem maior atenção nos estudos de restauração (63%) seguido dos

artrópodes (13%), aves (6%), peixes (4%), plâncton (0,5%) e microbiota do solo (menos de 0,5%) Poucos também são os trabalhos que se referem a espécies exóticas e/ou invasoras e seu papel em paisagens específicas. Isto mostra grande deficiência de conhecimento em alguns temas e táxons não menos importantes (BRUDVIG, 2011).

Um outro tema, frequentemente citado, em artigos da área, é a importância da restauração florestal para gerar bens e serviços ambientais. E entre os trabalhos que mais associam as atividades de restauração aos serviços ecológicos estão os relacionados à regulação do ciclo hidrológico, sequestro de carbono e conservação do solo e da água. Enfoques relativos a indicadores ecológicos, restauração da fertilidade do solo e aos processos e interações mutualísticas como a dispersão de sementes, herbivoria e polinização também foram repetidamente encontrados (OLIVEIRA; ENGEL, 2011).

Já em se tratando dos recursos usados nos estudos, dentre as técnicas que mais foram mencionadas nos estudos da dinâmica da restauração florestal e utilizadas como método de restabelecimento de áreas florestais degradadas encontram-se o banco de sementes do solo, o banco de plântulas e indivíduos jovens, a chuva de sementes e a utilização de poleiros naturais e artificiais como técnicas de nucleação. Porém apesar da grande exploração destas técnicas nos estudos já concluídos, tais recursos ainda não foram esgotados.

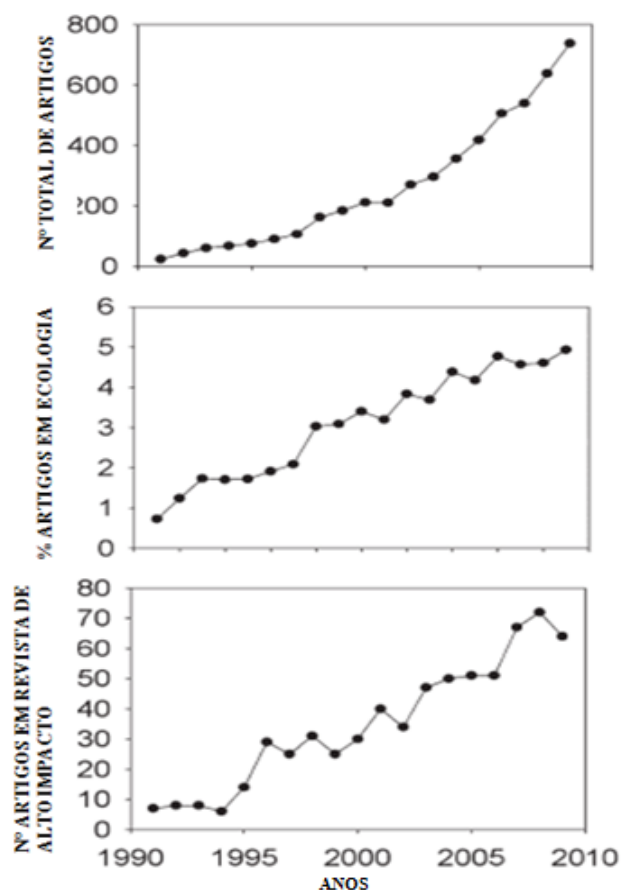
Percebemos também, não só a carência de conhecimentos em alguns temas de enfoque na área de restauração, como também há escassez de conhecimento do sucesso de restauração apesar dos milhares de projetos desenvolvidos em todo o mundo. Tal deficiência se dá pela ausência de avaliação do sucesso dos projetos e privação da transferência de informações sobre os resultados observados (KONDOLF et al., 2007; PALMER et al., 2007; TISCHEW et al., 2010; SUDING, 2011). Uma das medidas mais importantes de qualquer ciência aplicada é o sucesso da prática. No entanto, os dados são raros por causa de monitoramentos limitados, o acesso limitado aos dados, e pouca concordância sobre os critérios de avaliação. Uma maior ênfase na avaliação de práticas de restauração e resultados dos projetos garantirá decisões mais precisas baseadas em evidências práticas que consequentemente afetarão o sucesso de projetos futuros (SUDING, 2011).

Outra possível constatação baseada nas publicações da área é a sobreposição, entre o que se entende por “reabilitação” e “restauração” de ecossistemas. As muitas definições dadas ao termo “reabilitação” contêm os mesmos elementos e objetivos conferidos atualmente à “restauração ecológica” (ARONSON et al., 1993 citado em ITTO, 2002; LAMB; GILMOUR, 2003; WALKER; DEL MORAL, 2003). Em alguns casos, alguns autores preferem utilizar o termo ‘reabilitação’ para as ações com objetivo de recuperar

características referentes à estrutura e função de um determinado ecossistema, e recorrem à utilização do termo “restauração” para um processo onde o ecossistema original tem grande influência ou o objetivo final pretendido é algo muito próximo do mesmo (LAMB et al.,1997; LAMB; GILMOUR, 2003; WALKER; DEL MORAL, 2003).

Por fim, um fato que chamou grande atenção, foi a total ausência de questões sociais, econômicas e culturais, relativas à restauração de ecossistemas degradados, que também deveriam estar incluídos na definição de seus objetivos. Um escasso número de trabalhos mencionam aspectos sócio-econômicos ou o papel e/ou importância das populações locais, mas não se aprofundam na participação e importância destes na restauração de paisagens. O que precisaria ser incorporado urgentemente, tanto nas discussões teóricas e conceituais como na prática da restauração.

Figura 4: Tendência de publicação de artigos sobre ecologia da restauração.



Nota: Todos os dados são de pesquisa realizada no banco de dados “web of science” em junho de 2010. Nos últimos 20 anos têm ocorrido um aumento constante do número total de artigos relacionados na área apesar destes trabalhos ainda serem escassos. (A) Artigos em todas as revistas (topic = “restor* AND Ecol*”), (B) percentual entre todos os artigos da área de Ecologia (topic = “restor* AND Ecol*”/ topic = “Ecol*”), e (C) Com base na representação em revista de Ecologia aplicada de alto fator de impacto (topic = “restor* AND Ecol*”, nome do periódico= *Ecological Applications* e *Journal of Applied Ecology*).

Fonte: BRUDVIG, 2011

1.7 PESQUISAS FUTURAS

Muitos avanços têm sido verificados nos últimos anos, no que diz respeito à “restauração florestal”. Embora seja uma área recente, tem-se desenvolvido muito e agregado conhecimentos, envolvendo principalmente a dinâmica de formações florestais nativas. No entanto, os estudos de restauração ecológica natural tem sido dominado por esforços apenas em escalas locais e regionais, excluindo, portanto, estudos em nível de paisagem (BRUDVIG, 2011).

Atualmente as pesquisas relacionadas à restauração ambiental em sua grande maioria são focadas em ampliar a riqueza e diversidade de espécies de plantas. Escassas pesquisas de restauração tem enfoque na diversidade animal tornando desconhecidos uma variedade de táxons e como estes podem contribuir para restauração ambiental através de suas interações. Os animais podem estabelecer relações mutualísticas com espécies vegetais, podendo interferir diretamente na recuperação ambiental. Tais deficiências acabam por restringir a nossa capacidade de entender a contingência da restauração ecológica (BRUDVIG, 2011). Além disso, a maioria dos estudos trata de variáveis e fatores isolados. Logo, estudos que integrem mais de uma variável ambiental e relacionem tanto os fatores bióticos quanto abióticos são muito bem vindos para explicar as inúmeras causas e efeitos da complexidade ecológica. Modelos estatísticos que incorporem maior número de variáveis explicativas poderiam ser mais representativos, sanando as fraquezas e fortalecendo os elos fracos dos outros modelos.

Desta forma, apesar do visível aumento no número de artigos relativos à restauração e regeneração de ambientes florestais nos últimos 20 anos, observamos que ainda faz-se necessário concentrar mais esforços nesta crescente área científica, ampliando assim a eficiência e sucesso dos projetos de recuperação e conservação ambiental. Há também necessidade de maior divulgação dos resultados dos projetos bem sucedidos. Isso aumentará a capacidade de aprendizado, através dos erros, facilitando a identificação das alternativas mais eficazes para a restauração em cada caso particular (SUDING, 2011).

REFERÊNCIAS

ABREU, K.C. et al. Grandes Felinos e o Fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. **Floresta**, v. 34, p. 163-167, 2004.

AIDE, T.M., CAVELIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Calombia. **Restor. Ecol.**, v. 2, p. 219-229, 1994.

AIDE, J.K., ZIMMERMAN, L., HERRERA, M., SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **For. Ecol. Manage.**, v. 77, p. 77-86, 1995.

ALMEIDA-CORTEZ, J.S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A.G., BORGUETTI, F. (org.) **Germinação: do básico ao aplicado**. 2004. Porto Alegre: Artmed, p.226-235.

ANTONGIOVANNI, M.A., METZGER, J.P. Matrix permeability effect on inter-habitat migration of insectivorous bird species. **Biol. Conserv.**, v. 122, p. 441-451, 2005.

ARAÚJO, M.B., PEARSON, R.G. Equilibrium of species distributions with climate. **Ecography**, v. 28, p. 693-695, 2005.

ARMAN, A.C., CIARAMITARO, V.M., BOYNTON, G.M. Effects of feature-based attention on the motion after effect at remote locations. **Vision Res.**, v. 46, p. 2968-2976, 2006.

ARONSON, J. et al. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. **Restor. Ecol.**, v. 1, p. 8-17, 1993.

ASQUITH, N. M., WRIGHT, S. J., CLAUSS, M. J. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. **Ecology**, v. 78, p. 941-946, 1997.

ATMAR, W., PATTERSON, B.D., The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia**, v. 96, p. 373-382, 1993.

AUGSPURGER, C. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of seedlings from fungal pathogens. **J. Ecol.**, v. 71, p. 759-771, 1983.

AZEVEDO-RAMOS, C.O., CARVALHO, JR., AMARAL, B.D. Short-term effect of reduced-impact logging on fauna in eastern Amazonia. **Forest Ecol. Manage.**, v. 232, p. 26-35, 2006.

BAIDER, C., TABARELLI, M., MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 35-44, 2001.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In Rodrigues, R. R., Leitão Filho, H. F. (eds.) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. 2000. Edusp/Fapesp, São Paulo, p. 289-312.

BARBOSA, L. M., Mantovani, W. **Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal**. 2000. In: Barbosa, L. M. (Coord.) Workshop sobre recuperação de áreas degradadas da serra do mar e formações florestais litorâneas. São Paulo. Anais São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. p. 34-40.

BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. **Ecología: individuos poblaciones y comunidades**. 1988. Barcelona: Omega.

BELL, S.S., FONSECA, M.S., MOTTEN, L.B. Linking restoration and landscape ecology. **Restor. Ecol.**, v. 5, p. 318-323, 1997.

BIERREGAARD, R.O.JR., LOVEJOY, T.E. Birds in Amazonian forest fragments: effects of insularization. En: Ouellet, H. (eds.) **Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologic**, v. 2, p. 1564-1579, 1988.

BLAKE, J.G., LOISELLE, B.A. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. **Auk**, v. 108, p. 114-127, 1991.

BOEDELTEJE, G., BAKKER, J.P., TER HEERDT, G.N.J. Potential role of propagule banks in the development of aquatic vegetation in backwaters along navigation canals. , v. 77, p. 53-69, 2003.

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

BULLOCK, J.M., CLARKE, R.T. Long distance seed dispersal by wind: measuring and modelling the tail of the curve. **Oecologia**, v. 124, p. 6-521, 2000. [doi:10.1007/PL00008876](https://doi.org/10.1007/PL00008876).

BRUDVIG, L. A. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go?. **American journal of botany**, v. 98, p. 549-58, 2011. doi: 10.3732/ajb.1000285.

CARDINA, J. et al. Post dispersal predation of velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) seeds. **Weed Sci.**, v. 44, p. 534-539, 1996.

CATELLÓN, T.D., SIEVING, K.E. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conserv. Biol.**, v. 20, p. 135-145, 2005.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, p. 51–71, 2003.

CHAZDON, R.L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, v. 362, p. 263-289, 2007.

CLEWELL, A.F., ARONSON, J. **Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession**. 2007. Island Press, Washington, D.C., USA.

CONNELL, J.H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: Boer, P.J., Grandwell, G.R. (eds.) **Dynamics of populations**. Wageningen: Centre of Agricultural Publications and Documentation, p. 298-310, 1971.

CONNELL, J.H. Tropical rain forest and coral reefs as open non-equilibrium systems. In: Anderson, R.M., Taylor, L.R., Turner, B. (eds.) **Population dynamics Symp.** 1979. British Ecology Soc. Blackwells. Oxford, p. 141-163.

CORDEIRO, N.J., HOWE, H.F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, p. 14052–14056, 2003.

CORLETT, R.T. Frugivory and seed dispersal in degraded tropical east Asian landscapes. **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation** (eds.). 2002. LEVEY, D.J., SILVA, W.R., GALETTI, M. CAB International, Wallingford, p. 451–465.

COULSON, S.J. et al. Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsites limitation in responses to management. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 204-216, 2001.

CRAMER, V.A., HOBBS, R.J., STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. **Trends in ecology & evolution**, v. 23, p. 104-12, 2008.

CROMAR, H.E., MURPHY, S.D., SWANTON, C.J. Influence of tillage and crop residue on post dispersal predation of weed seeds. **Weed Sci.**, v. 47, p. 184–194, 1999.

DAILY, G.C. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. 1997. Washington, D.C. Island Press.

DALLING, J.W., SWAINE, M.D., GARWOOD, N.C. Soil seed bank community in seasonally moist lowland tropical forest Panamá. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 659-680, 1997.

DANIEL, O., JANKAUSKIS, J. Avaliação da metodologia para o estoque de sementes do solo em floresta de Terra Firme na Amazônia brasileira. **IPEF**, v. 41/42, p. 18-36, 1989.

DARWIN, C. **On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or Preservation of Favored Races in the Struggle for Life**. 1859. Murray, London.

DONOSO, D., GREZ, A., SIMONETTI, J., Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. **Biol. Conserv.**, v. 115, p. 63–70, 2003.

EHRENFELD, J.G., TOTH, L.A. Restoration ecology and the ecosystem perspective. **Restor. Ecol.**, v. 5, p. 307–317, 1997.

ELLISON, P.T., PANTER-BRINCK, C., LIPSON, S.F., O'ROURKE, M.T. The ecological context of human ovarian function. **Hum. Reprod.**, v. 8, p. 2248–2258, 1993.

ENGEL, V. L., PARROTA, J. A. **Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. 2003. In: KAGEYAMA, P. et al. (eds.) *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, p. 1-26.

EWEL, J.J. Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. **Agroforestry Systems**, v. 45, p. 1–21, 1999.

EWERS, R.M., DIDHAM, R.K., Confounding factors in the detection of species response to habitat fragmentation. **Biological Review**, v. 81, p. 117–142, 2005.

FALK, D.A., PALMER, M.A., ZEDLER, J.B. **Foundations of restoration ecology**. 2006. Island Press, Washington, D.C., USA.

FARIA, A.S., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna. **J. Trop. Ecol.**, v. 20, p. 591-594, 2004.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **State of the world's forests**. FAO, 2010. Roma. Disponível em <http://WWW.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e00.htm>

FENNER, M. A comparison of the abilities of colonizers and closed-turf species to establish from seed in artificial swards. **J. Ecol.**, v. 66, p. 953-963, 1978.

FLEMING, I.A. **Natural and sexual selection during salmonid breeding, and ramifications for artificial propagation**. 1991. Dissertation. University of Toronto, Toronto. Ontario. Canada.

FORGET, P-M. Regeneration Ecology of *Eperua gradiflora* (Caesalpinaceae), a large-seeded tree in French Guiana. **Biotropica**, v. 24, p. 146-156, 1992.

FRIZZO, T.L.M. et al. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, p. 365-379, 2011.

GALETTI, M. et al. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: The combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Bot. J. Linn. Soc.**, v. 15, p.141-149, 2006.

GANDOLFI, S. Modelos de RAD: **Sucessão Ecológica**. 2007. In: Luiz Mauro Barbosa; Nelson Augustos dos Santos Junior. (org.). *A Botânica No Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais*. 1ª ed. São Paulo, SP: SBB- IOESP, p. 542-544.

GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V. Theoretical bases of forest ecology restoration. In: RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V., GANDOLFI, S. (eds.) **High diversity Forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. 2007. New York: Nova Science Publishers, p. 27-60.

GARWOOD, N. C. **Tropical Soil Seed Banks: a Review**. 1989. In: LECK, M.A., PARKER, T.V., SIMPSON, R.L. (eds.) *Ecology of soil seed banks*. New York: Academic Press., p. 49-210.

GLENN-LEWIN, D.C., PEET, R.K., VEBLER, T.T. (eds.) **Plant succession**. Theory and prediction. 1992. Chapman & Hall, London.

GRIME, J.P. **Manipulation of plant species and communities**. 1986. In: BRADSHAW, A.D., GOODE, D.A., THORPE, E. (eds.) Blackwell Scientific, Oxford. Ecology and design in landscape, p. 175-194.

GUARIGUATA, M. R., OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: Change in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185 – 206, 2001.

GUATURA, I.S., CORRÊA, F., COSTA, J.P.O., AZEVEDO, P.U.E. **A questão fundiária: roteiro para a solução dos problemas fundiários nas áreas protegidas da Mata Atlântica**. 1996. 2ª ed. São Paulo: CETESB.

GRADWOHL, J., GREENBERG, R. Small forest reserves: making the best of a bad situation. **Climatic change**, v. 19, p. 235-256, 1991.

HAGVAR, S. The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 1–7, 1998.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research : from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**, v. 12, p. 321–334, 2002.

HANSEN, J., RUEDY, R., SATO, M., LO, K. Global surface temperature change. **Rev. Geophys.**, v. 48, 2010. doi:10.1029/2010RG000345.

HARRIS, G., PIMM, S. L. Range size and extinction risk in forest birds. **Conservation Biology**. 2007. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x.

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

HASUI, E. **O papel das aves frugívoras na dispersão de sementes em um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária em São Paulo, SP**. 1994. Dissertação de Mestrado, IBUSP, São Paulo.

HOBBS, R.J., NORTON, D.A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. **Restor. Ecol.**, v. 4, p. 93-110, 1996.

HOBBS, R. J., SUDING, K.N. **New models for ecosystem dynamics and restoration**. 2009. Washington, D.C., USA, Island Press.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. **Biotropica**, v. 31, p. 229-242, 1999.

HOLL, K.D. Effect of scrubs on tree seedling establishment in abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 179-187, 2002.

HOLL, K.D. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. **Biotropica**, v. 29, p. 459-68, 2007.

HOPKINGS, M.S., GRAHAM, A.W. The role of soil seed banks in regeneration in canopy gaps in Australian tropical lowland rainforest – Preliminary field experiments. **The Malayan Forester**, v. 47, p. 146-158, 1984.

HOPKINGS, M.S., GRAHAM, A.W. The viability of seeds of rainforest species after experimental soil burial under tropical wet lowland forest in north eastern Australia. **Australian journal of ecology**, v. 12, p. 97-108, 1987.

HOWE, H.F., SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 13, p. 20-28, 1982.

HOWE, H.F. **Seed dispersal by birds and mammals**. 1986. In Murray, J. (eds.) Seed dispersal., Sidney, Academic Press, p.123-189.

HULME, P.E. Post dispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in mediterranean scrublands. **Oecologia**, v.111, p. 91-98, 1997.

HUTCHINGS, J.A. Lakeward migrations by juvenile Atlantic salmon, *Salmo solar*. **Can J Fish Aquat Sci**, v. 43, p. 732-741, 1986.

IMPERATRIZ-FONSECA, V., SARAIVA, A.M., GONÇALVES, L. A iniciativa brasileira de polinizadores e os avanços para a compreensão do papel dos polinizadores como produtores de serviços ambientais. **Biosci. J.**, v. 23, p. 100-106, 2007.

ITTO – International Tropical Timber Organization. ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. **Policy**

Development, v. 13. p. 84. 2002 <http://www.itto.int/direct/topics/topics_pdf./topics_id=1540000&no=1.> (Acesso em 15/09/2013).

JANZEN, D.H. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. **American Naturalist**, v. 104, p. 501-528, 1970.

JANZEN, D.H. Seed predation by animals. **Annu Rev Ecol Syst**, v. 2, p. 465–492, 1971.

JANZEN, D.H., VASQUEZ-YANES, C., Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. In: Gomez-Pompa, A., Whitmore, T.C., Hadley, M. (eds.) **Rain Forest Regeneration and Management**. Paris, France, UNESCO, p. 137–157, 1991.

JANSEN, P.A. et al. The role of seed size in dispersal by scatter-hoarding rodent. In: LEVEY, D.J., SILVA, W.R., GALETTI, M. (eds.) **Seed dispersal and fugivory: Ecology, evolution and conservation**. 2002. Wallingford: CABI Publishing, v.14, p.209-226.

JOHNS, M.W. A new method for measuring daytime sleepiness: the Epworth sleepiness scale. **Sleep**, v. 14, p. 540-545, 1991.

JORDAN, M.I. **Fruit and frugivory Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. 1992. In Fenner, M. (eds.) Common wealth Agricultural Bureau International. Wallingford. UK. p.105-156.

JORDAN, M.I. **Serial order: A parallel, distributed processing approach** (Tech. Rep. No. ICS-8604). 1986. La Jolla, CA: University of California at San Diego. (A version of this report will appear in J.L. Elman & D.E. Rumelhart (eds.) In: press, *Advances in connectionist theory: Speech*. Hillsdale, NJ: Erlbaum.

JORDANO, P., BASCOMPTE, J., OLESEN, J.M. The ecological consequences of complex topology and nested structure in pollination webs. In: WASER, N. M., OLLERTON, J. (eds.) **From specialization to generalization in plant: pollinator interactions**. 2006. Univ. of Chicago Press., p. 173-199.

JULES, E.S., SHAHANI, P.C. A broader ecological context to the fragmentation frenzy: why matrix habitat is more important than we thought. **J. Veg. Sci.**, v. 14, p. 459-464, 2003.

KJELLSSON, G. Seed fate in a population of *Carex pilulifera* L. I. Seed dispersal and ant-seed mutualism. **Oecologia**, v. 67, p. 416–423, 1985.

KIRIBA, J.M. et al. Fragmentation and local disturbance of forests reduce frugivore diversity and fruit removal in *Ficus thonningii* trees. **Bas. Appl. Ecol.**, v. 9, p. 663-672, 2008.

KONDOLF, G.M. et al. Two decades of river restoration in California: What can we learn? **Restor. Ecol.**, v. 15, p. 516-23, 2007.

LAMB, D., PARROTTA, J., KEENAN, R., TUCKER, N. Rejoining habitat remnants: restoring degraded forestlands. pp. 366-385. In: LAWRANCE, W.F., BIERREGAARD JR., R.O. (eds.) **Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. 1997. University Chicago Press., p. 632.

LASKA, M. Taste preferences for five food-associated sugars in the squirrel monkey (*Saimiri sciureus*). **J. Chem. Ecol.**, v. 23, p. 659-672, 1997.

LAURANCE, W.F., BIERREGARD, R.O. (eds.) **Tropical forest remnants**. 1997. Chicago. University of Chicago Press., p. 615.

LAURANCE, W.F. et al. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v. 291, p. 438-439, 2001.

LAURANCE, R.W., WALKER, J., HOBBS, R.J. **Linking Restoration and Ecological Succession**. 2007. Springer Press.

LAUTENBACH, S., KUGEL, C., LAUSCH, A., SEPPELT, R., Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 676-687, 2011.

LINDENMAYER, D.B., MCINTYRE, S., FISCHER, J. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. **Biol. Conserv.**, v. 110, p. 45-53, 2003.

LOISELLE, B.A., BLAKE, J.G. Spatial dynamics of understory avian frugivores and fruiting plants in lowland wet tropical forest. **Vegetatio**, v. 107, p. 177-189, 1993.

LOMOLINO, M.V., WEISER, M.D. Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. **Journal of Biogeography**, v. 28, p. 431-445, 2001.

LOPES, K.P. et al. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Florestas Ombrófila Aberta no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 20, p. 105-113, 2006.

LOUDA, S. M. Distribution ecology: variation in plant recruitment over a gradient in relation to insect seed predation. **Ecological Monographs**, v. 52, p. 25-41, 1982.

LOVEJOY, T.E.R.O. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In. SOULÉ, M.E. (eds.) **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. 1986. Sinauer. Sunderland. Massachusetts, p. 257-285.

MARCANO VEGA, H., AIDE, T.M., BAEZ, D. Forest regeneration in abandoned coffee plantations and pastures in the Cordillera Central of Puerto Rico. **Plant Ecol.**, v. 161, p. 75–87, 2002.

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

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. 2007. 2ªed. Viçosa: Centro de Produções Técnicas, v. 255.

MCARTHUR, R.H., PIANKA, E.R. On optimal use of a patchy environment. **Amer. Nat.**, v. 100, p. 603-609, 1966.

MCGARIGAL, K., MARKS, B.J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. **Forest Service General Technical Report PNW**, v. 351, 1995.

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

MESQUITA, N. et al. River basin-related genetic structuring in an endangered fish species, *Chondrostoma lusitanicum*, based on mtDNA sequencing and RFLP analysis. **Heredity**, v. 86, p. 253–264, 2001.

METZGER, E.J. Upper ocean sensitivity to wind forcing in the South China Sea. **J. Oceanogr.**, v. 59, p. 783–798, 2003.

MILES, M.A. The Effects of Devaluation on the Trade Balance and the Balance of Payments: Some New Results, **Journal of Political Economy**., v. 87, p. 600-620, 1979.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis**. 2005. Washington (D.C.): World Resources Institute. p. 86.

MIDDLETON, B.A. Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forest wetland. **Plant ecol.**, v. 146, p. 169-184, 2000.

MIRITI, M.N. **Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia central: competição, predação e dispersão de sementes**. 1998. In: Gascon, C., Moutinho, P. (eds.) Floresta Amazônica: Dinâmica, regeneração e manejo. Manaus: INPA, v. 12, p. 179-190.

MOERMOND, T.C., DENSLOW, J.J. Neotropical avian frugivores: patterns of behavior, morphology and nutrition with consequences for fruit selection. In BUCKLEY, P.A., FOSTER, M.S., MORTON, E.S., RIDGELY, R.S., BUCKLEY, F.G. (eds.) Neotropical Ornithology. **Ornithology Monography**., v. 36, p. 865-897, 1985.

MONTAGNINI, F. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. **Interciencia**, v. 26, p. 498-503, 2001.

MORELLATO, L.P.C., LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil** (L.P.C. Morellato, org.). 1992. Campinas, Editora da Unicamp/Fapesp, p.112-140.

MORTON, E. S. On the evolutionary advantages and disadvantages of fruit-eating in tropical birds. **Amer. Naturalist**., v. 107, p. 8-22, 1973.

MOTTA-JÚNIOR, J.C., LOMBARDI, J.A. Aves como agentes dispersores da copaíba (*Copaifera Langsdorfii*, Caesalpinaceae) em São Carlos-SP. **Ararajuba**, v. 1, p. 105-106, 1991.

MOTTA-JÚNIOR, J.C. **A exploração de frutos como alimento por aves de mata ciliar numa região do Distrito Federal**. 1991. Tese de Mestrado. Rio Claro. UNESP.

MUSTAJARVI, K. et al. Fluxes of dissolved organic and inorganic nitrogen in relation to stand characteristics and latitude in Scots pine and Norway spruce stands in Finland Boreal. **Environment Research**., v. 13, p. 3-21, 2008.

MYSTER, R.W., PICKETT, S.T.A. Dynamics of associations between plants in ten old fields during 31 years of succession. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 291-302, 1992.

MYSTER, R.W. Post-agricultural invasion, establishment, and growth of neotropical trees. **Botanical Review**, v. 70, p. 381–402, 2004.

NATHAN, R. Long-distance dispersal of plants. **Science**, v. 313, p. 786–788, 2006.

NAVE, A.G., RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V., GANDOLFI, S. (eds.) **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas**. 2007. New York, Nova Science Publishers, p. 103–126.

NEPSTAD, D., UHL, C., SERRAO, E.A.S. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: A case study from Paragominas, Para, Brasil. In: Anderson, A.B. (eds.) **Alternatives to Deforestation: Steps toward Sustainable Use of Amazon Rain Forest**. 1990. New York. Columbia University Press., p. 215-229.

NEPSTAD, D.C., MOREIRA, A.G., VERÍSSIMO, A. Forest fire prediction and prevention in the Brazilian Amazon. **Conserv. Biol.**, v. 12, p. 951-953, 1998.

O'DOWD, D.J., GILL, A.M. Predator satiation and site alternation following fire mass reproduction of Alpine ash *Eucalyptus delegatensis* in southern Australia. **Ecology**, v. 65, p. 1052-1066, 1984.

OLIVEIRA, R.E., ENGEL, V.L. A restauração ecológica em destaque: Um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis.**, v. 15, p. 303-315, 2011.

OSTERTAG, R. Effects of nitrogen and phosphorus availability on fine-root dynamics in Hawaiian montane forests. **Ecology**, v. 82, p. 485-499, 2001.

OZINGA, S. **Footprints in the Forests**. 2004. Current Practices and Future Challenges in Forest Certification. Moreton in Marsh.

PADOVEZI, A. **O processo de restauração ecológica de APP's na microbacia do Campestre, Saltinho-SP: uma proposta de diálogo entre conhecimentos**. 2005. 257f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PALMER, M. et al. River restoration in the twenty-first century: data and experiential future efforts. **Restor. Ecol.**, v. 15, p. 472–81, 2007.

PASCARELLA, J.B. et al. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 3, p. 217–228, 2000.

PARKER, G.G. Canopy structure and light environment of a old-growth. Douglas fir/western hemlock forest. **Northwest Science**, v. 71, p. 261–270, 1997.

PERROW, M.R., DAVY, A.J. **Handbook of ecological restoration: Principles of restoration**. 2002. Cambridge University Press, New York, USA.

PICKETT, S.T.A., COLLINS, S.L., ARMESTO, J.J. Models, mechanisms, and pathways of succession. **Bot. Rev.**, v. 53, p. 335–371, 1987.

PIZO, M.A., VIEIRA, E.M. Palm harvesting affects seed predation of *Euterpe edulis*, a threatened palm of the Brazilian Atlantic forest. **Braz. J. Biol.**, v. 64, p. 669–676, 2004.

PRICE, M.V., JOYNER, J. Characterizing resource availability: seed production and standing crop in the Mojave desert. **Ecology**, v. 78, p. 764–773, 1997.

PRIESS, J.A. et al. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. **Ecology Appl.**, v. 17, p. 407–417, 2007.

PRIMACK, R.B., RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. 2001. Londrina. pp. 327.

PUTZ, F.E., APPANAH, S. Buried seeds, newly dispersed seeds and the dynamics of a lowland forest in Malaysia. **Biotropica**, v. 19, p. 326–333, 1987.

PUTZ, F.E., DYKSTRA, D.P., HEINRICH, R. Why poor logging practices persist in the tropics. **Conserv. Biol.**, v. 14, p. 951–956, 2000.

RABELLO, A.; NUNES, F.; HASUI, E. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de *Copaíba* (*Copaifera langsdorffii* Delf.). **Biota Neotropica**, v. 10, 2010.

REIS, A., ZAMBONIN, R. M. & NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera**

14. 1999. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo, 42 p.

REIS, R., KULLANDER, S., FERRARIS, C. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. 2003. Porto Alegre, Brazil.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol. Conserv.**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICKELEFS, R.E., STARCK, J.M. Applications of phylogenetically independent contrasts: A mixed progress report. **Oikos**, v. 77, p. 167–172, 1996.

RICKELEFS, R.E., BERMINGHAM, E. Nonequilibrium diversity dynamics of the Lesser Antillean avifauna. **Science**, v. 294, p. 1522–1524, 2001.

RICKETTS, T.H. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. **Conserv. Biol.**, v. 18, p. 1262–1271, 2004.

ROBERTS, H.A. **Seed Banks in the soil: advances in applied biology**. 1981. Cambridge. University Press., p. 55.

ROCHA, E.C., SILVA, E. Composição da Mastofauna de Médio e Grande Porte na Reserva Indígena “Parabubure”, Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 33, p. 451-459, 2009.

RODRIGUES, F.H.G. Influência do fogo e da seca na disponibilidade de alimentos para herbívoros do Cerrado. In: **Anais do Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais**. 1996. 3º Congresso de Ecologia do Brasil. Brasília, DF., p. 187.

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**. 2000. Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, p. 235–247.

RODRIGUES, R.R. Restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo: iniciativas com base nos processos ecológicos. In: **Reunião anual de pesquisa ambiental**. 2002. São Paulo: SMA.

RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S., Restoration actions. In: RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V., GANDOLFI, S. (eds.) High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas. **Nova Science Publishers**, p. 77–101, 2007.

RUIZ-JAEN, M.C., AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restor. Ecol.**, v. 13, p. 569–577, 2005.

SANCHEZ-CORDERO, V., MARTINEZ-GALLARDO, R. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodent in a lowland rainforest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 139-151, 1998.

SHELLAS, J., GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. 1997. Washington; Island Press., p. 426.

SCHIMTZ, M. C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. In: KAGEYAMA, P. Y. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. SÉRIE IPEF**. 1992. Piracicaba, v. 8, p. 7-8.

SCHUPP, E. W. Factors affecting post-dispersal seed survival in a tropical forest. **Oecologia**, v. 76, p. 525–530, 1988.

SCHUPP, E.W. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. **Vegetation**, v. 107/108, p. 15-29, 1993.

SCHUPP, E.W. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. **Oikos**, v. 51, p. 71-78, 1988.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. **Science**, v. 260, p. 1905-1910, 1993.

SER (Society Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). The **SER International Primer on Ecological Restoration** (available from <http://www.ser.org>) accessed in October 2013. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.

SHAFER, C. L. **Nature reserves: Island theory and conservation practice**. 1990. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.

SILVA, M.G., TABARELLI, M. Seed dispersal, plant recruitment and spacial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in Northeast Brazil. **Acta Oecologica- International Journal of Ecology**, v. 22, p. 259-268, 2001.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: Kageyama, P.Y. et al. (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 2003. Botucatu: FEPAF, p. 77-90.

SNOW, M.H.L. Autonomous development of parts isolated from primitive streak-stage mouse embryos. Is development clonal? **J. Embryol. exp. Morph.**, v. 65, p. 269-287, 1981.

SOONS, M.B., BULLOCK, J.M. Non-random seed abscission, long-distance wind dispersal and plant migration rates. **J. Ecol.**, v. 96, p. 581-590, 2008. [doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01370.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01370.x)

SORK, V.L. Effects of predation and light on seedling establishment in *Gustavia superba*. **Ecology**, v. 68, p. 1341-1350, 1987.

SOULÉ, M.E., SIMBERLOFF, D. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? **Biol. Conserv.**, v. 35, p. 19-40, 1986.

SOUZA, P.A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serrapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, v. 12, p. 56-67, 2006.

STEVENS, M.H.H., CARSON, W.P. Plant density determines species richness along an experimental fertility gradient. **Ecology**, v. 80, p. 455-465, 1999.

STEVEN, D., PUTZ, F. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. **Oikos**, v. 43, p. 207-216, 1984.

STOUFFER, P.C., BIERREGAARD, O.R. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conserv. Biol.**, v. 9, p. 1085-1094, 1995.

STRADFORD, J.A., ROBINSON, W.D. Gulliver travels to the fragment tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 3, p. 91-98, 2005.

SUDING, K.N., GROSS, K.L., HOUSEMAN, G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, p. 46-53, 2004.

SUDING, K.N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 42, p. 465–87, 2011.

SWAINE, M.D. Rainfall and soil fertility as factors limiting forest species distributions in Ghana. **J. Ecol.**, v. 84, p. 419–428, 1996.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A.; Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; GASCON, G. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, p. 181-188, 2005.

TACKENBERG, O., POSCHOLOD, P., BONN, S. Assessment of wind dispersal potential in plant species. **Ecological Monographs**, v. 73, p. 191-205, 2003.

TERBORGH, J., DIAMOND, J.M. Niche overlap in feeding assemblages of New Guinea birds. **Wilson Bulletin**, v. 82, p. 29-52, 1970.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests, **Biotropica**, v. 24, p. 283-292, 1992.

TERBORGH, J. et al. Predation by vertebrates and invertebrates on the seeds of five canopy tree species of an Amazonian forest. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 375-386, 1993.

TERBORGH, J., LOPEZ, L., TELLO, J. Bird communities in transition: the Lago Guri Islands. **Ecology**, v. 78, p. 1494-1501, 1997.

TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, V.P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIJUELA, G., RIVEROS, M., ASCANIO, R., ADLER, G.H., LAMBERT, T.D., BALDAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923–1926.

TERBORGH, J., WRIGHT, S.J. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. **Ecology**, v. 75, p. 1829–1833, 2001.

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.

TILMAN, D., DOWNING, J.A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, p. 363-365, 1994.

TISCHEW, S. et al. Evaluating restoration success of frequently implemented compensation measures: results and demands for control procedures. **Restor. Ecol.**, v. 18, p. 467-80, 2010.

TRACY, C.R., GEORGE, T.L. On the determinants of extinction. **Am. Natural.**, v. 139, p. 102-122, 1992.

UEZO, A., METZGER, J.P., VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biol. Conserv.**, v. 123, p. 507-519, 2005.

UHL, C., CLARK, K., MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, p. 751-763, 1988.

UHL, G.R. et al. Dopamine transporter: expression in *Xenopus* oocytes. **Mol. Brain Res.**, v. 9, p. 23-29, 1991.

VAN ANDEL, J., AROSON, J. **Restoration ecology**. 2006. Blackwell Sciences, Malden, Massachusetts, USA.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 1982. Springer. Berlin.

VANDER WALL, S.B. Secondary dispersal by Jeffrey pine seeds by rodent scatter-hoarders: the role of pilfering, caching and variable environment. In: LEVEY, D.J., SILVA, W.R., GALETTI, M. (eds.) **Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation**. 2002. Wallingford: CABI Publishing, v. 13, p. 193-208.

VAZQUEZ-YANES, C., OROSCO-SEGOVIA, A. Light gap detection by the photoblastic seeds of *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum*, two tropical rain forest trees. **Biol. Plant.**, v. 29, p. 234-236, 1987.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: congresso florestal brasileiro, 6, Campos do Jordão, 1990. **Anais. Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais**, p. 113-118, 1990.

VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J., MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: Congresso Nacional sobre essências nativas, São Paulo. **Anais. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo**. p. 400-407, 1992.

VIEIRA, I.C.G., UHL, C., NEPSTAD, D. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. As a succession facilitator in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. **Vegetation**, v. 115, p. 91-99, 1994.

VIEIRA, I.C.G. **Forest succession after shifting cultivation in Eastern Amazônia**. 1996. PhD dissertation, University of Stirling, Stirling, Scotland.

VON ALLMEN, C., MORELLATO, L.P.C., PIZO, M.A. Seed predation under high seed density condition: the palm *Euterpe edulis* in the Brazilian Atlantic forest. **J. Trop. Ecol.**, v. 20, p. 471-474, 2004.

ZAHAWI, R.A., AUGSPURGER, C.K. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica**, v. 31, p. 540-552, 1999.

ZUBE, E. H. Perceived land use patterns and landscape values. **Landscape Ecology**, v. 1 p. 37-45, 1987.

WALKER, L.R., DEL MORAL, R. Application of theory to rehabilitation. p. 283-327. In: WALKER, L.R., DELMORAL, R. (eds.) **Primary succession and ecosystem rehabilitation**. 2003. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 445.

WHEELWRIGHT, N.T. et al. Tropical fruit-eating birds and their food plants: a survey of a Costa Rican lower montane forest. **Biotropica**, v. 16, p. 173-192, 1984.

WHEELWRIGHT, N.T. Competition for dispersers, and the timing of flowering and fruiting in a guild of tropical trees. **Oikos**, v. 44, p. 465-477, 1985.

WHITTINGHAM, M.J. The future of agri-environmental schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery?. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 509-513, 2011.

WHITMORE, T.J. Secondary succession from seed in tropical rain forest. **Far. Absir**, v. 44, p. 767-779, 1983.

WHITMORE, T.J. Florida diatom assemblages as indicators of trophic state and pH. **Limno Oceanogr.**, v. 34, p. 882-895, 1989.

WILCOVE, D.S., MCLEILAN, C.H., DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soule, M.E. (Eds.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. 1986. Sinauer Associates Sunderland, Massachusetts. p. 237-256.

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia do Estado de São Paulo**, v. 53, p. 1-25, 1979.

WILLSON, M.F., CROME, F.H.J. Patterns seed rain at the edge of tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 301-308, 1989.

WILLSON, M.F. Mammals as seed-dispersal mutualists in North America. **Oikos**, v. 67, p. 159-176, 1993.

YOUNG, T.P., PETERSEN, D.A., CLARY, J.J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues, and unexplored realms. **Ecology Letters**, v. 8, p. 662-673, 2005.

CAPITULO II:

Este capítulo traz o artigo científico desenvolvido como produto da pesquisa e estudo realizado durante o curso de pós-graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental.

MATRIX PERMEABILITY AND LANDSCAPE CONFIGURATION AFFECT PASSIVE RESTORATION: EVIDENCE FROM THE SEED BANK

Authors: Michele Molina Melo, Cauê Paiva Vidigal Martins, Mariana Raniero, Flávio Nunes Ramos, Milton Cezar Ribeiro and Érica Hasui

Artigo redigido sob as normas da revista científica Forest Ecology and Management.

2.1 INTRODUCTION

Anthropic activities cause high rates of habitat loss and fragmentation and nowadays they characterize one of the main threats to biodiversity conservation (Laurance and Peres, 2006). The reduction of continuous areas into small, isolated fragments (Wilcove et al., 1986), and surrounded by heterogeneous matrices causes intense changes in landscape composition and configuration (Lindenmayer et al., 2003). Additionally, these processes harm wildlife in many ways, such as amending the food web by eradicating or replacing native food sources or decreasing biodiversity by altering the ecosystem (Abreu et al., 2004; Stradford and Robinson, 2005; Rocha and Silva, 2009). As a consequence, several ecological processes (for example, dispersion, pollination and herbivory – Holl, 2007) are hampered by the extinction of many species of plants and animals (Soulé and Simberloff, 1986; Barbosa, 2000; Harris and Pimm, 2007).

In this context, the restoration of degraded ecosystems has become an increasingly important activity as an initiative to contain the species extinction process and, at the same time, protect ecosystem services in order to improve the quality of human life (Rodrigues

& Gandolfi, 1996). Historically, different societies, ages and regions have restored ecosystems, but recently there has been a concern to embed well-researched ecological concepts, aiming to reconstruct complex interactions of the communities (Rodrigues et al., 2009). In this sense, many authors recognize the importance of understanding the ecological patterns and processes that interfere with resilience and restoration of a landscape (Holl et al., 2007). However, there are still a limited number of comparative studies involving areas with different strategies or analyzing these strategies in different landscape contexts (Holl et al., 2003).

Currently several restoration strategies are being applied, varying according to the degree of human intervention, from passive restoration (without any human intervention, except to discontinue environmental stressors) to active restoration (e.g., restoration of topography, planting seeds and/or seedlings). According to Rodrigues et al. (2009), the most commonly used technique is seedling planting, although this technique has serious restrictions due to high cost. Moreover, few rural land owners and farmers, especially small producers, have the financial conditions or concern for such projects. Thus, the development of strategies that prioritize passive restoration may be a more viable and attractive alternative.

According to Pikett et al., (1987), the availability of seeds of different species in the area from seed rain or previously present in the seed bank, is one of the requirements for ecological succession to occur. Therefore, seed recruitment and seed dispersal agents are critical for vegetation restoration after disturbance, and thus also considered a forest regeneration limiter (Holl 1999) as well as forces that reduce the costs of this process (Reis & Kageyama 2003). Thus, understanding the mechanisms involved in dispersion processes and seed deposition in disturbed areas is undoubtedly essential for forest preservation and acceleration of the natural restoration process (Corlett, 2002). Some studies have shown that the seed rain, the seedling establishment and species of dispersal animals in a matrix decline with an increase in the distance from the edge of natural habitat remnants (for instance, Harvey, 2000; Mesquita et al., 2001). The scale at which the decline occurs ranges from a few meters from the habitat edge to approximately 2 km into the matrix (Duncan & Duncan, 2000). These distance variations may result from the interference of other landscape elements in the seed dispersal capacity, like the presence of stepping-stones and matrix permeability (Harvey et al., 2000).

The matrix may influence the biological processes in fragmented landscapes in five different ways: 1) changing the dispersion and colonization rates of native species; 2)

offering an alternative habitat, although it may possibly be of lower quality; 3) harboring a source of invasive species, which can change the abundance or diversity of native species; 4) affecting the magnitude of edge effects; 5) influencing the seed dispersion by frugivores, and consequently, affecting the plant species capable of colonizing the natural regenerated area (Carlo, 2013). In general, the matrices interfere with individual flow, acting as barriers or facilitating the movement, depending on the matrix similarity to the structural configuration of the natural habitat (Antogiovanni & Metzger, 2005). However, even having demonstrated the strong influence of the matrix on seed dispersal, few studies compare the seed bank in different matrices or natural regeneration under different historical land uses (Holl et al., 2003, 2007).

Understanding landscape factors that influence the occurrence of plant species in the seed bank is useful for management strategies, such as increasing the landscape regeneration of degraded biomes with low cost. We present some hypotheses on how the seed bank is affected by landscape factors:

- 1) Matrix effects: according to Turner et al., (2001), the matrix acts as a selective filter of movement of species in a landscape, limiting or even acting as barrier to pollinators, dispersers and herbivores (Jules & Shahani, 2003; Anderson et al., 2007). The influence of different matrix types in the movement of species and, consequently, in the seed dispersal varies due to its permeability, or rather, its structural characteristics and plant composition (Antogiovanni & Metzger, 2005);
- 2) Effect of the distance from the edge of fragment into the matrix: the distance from the edge affects the probability of seed emergence through dispersion. The forest remainder is represented as a source of seeds for dispersers. In this way, the increase of the distance from the fragment edge, towards the matrix, reduces the occurrence of seeds in the bank, due to the lower chance of seed dispersion (Carlo, 2013);
- 3) Influence of patch shape complexity: the fragmentation renders the fragment irregular and with complex shapes, creating abrupt edges between the fragments and the matrix, thus increasing edge effects (Murcia, 1995; Fahrig, 2003). The edge effects are related to several biotic and abiotic changes (Laurance et al., 2002), which may affect the interactions between the plants and seed dispersers and predators providing divergent outcomes; in other words benefiting some species, the generalists, and damaging others, the specialists. In this regard, the

edge effect has an indirect influence on seed dispersion due to its influence on seed dispersers and predators.

- 4) Influence of connectivity between fragments: the increment of distance between the fragments reduces the dynamics of seed recolonization, due to its effects on organism flow between fragments (Holt, 1984; Viana et al., 1992; Baum et al., 2004). Thus, isolation affects the viability of natural populations, since the proximate forest fragments would be useful as supplementary source seeds (Rodrigues et al, 2004; Araújo et al, 2005).

Thus, this study aims to determine how seed banks were affected by landscape factors and consequently, infer about the potential for natural regeneration. In addition to this, we aim to evaluate the effect of the rate of occurrence of dispersing birds in response to the seed bank. This data will allow us to contribute to the preservation of an environment with a high degree of integrity, but also to assist the recovery of seriously damaged areas.

2.2 MATERIAL AND METHODS

The study was carried out in 10 landscapes situated within 30 km of Alfenas city (21° 25' 45" S and 45° 56' 50" W), southern Minas Gerais State, Brazil. The region is within the Brazilian Atlantic Forest and its conservation status is critical due to the advancement of high degree of habitat loss and fragmentation, with just four percent of the semi deciduous seasonal forest remaining, surrounded mainly by cattle pasture, sugar cane and coffee monocultures (Fundação SOS Mata Atlântica and INPE, 2009). The climate in the study area is tropical/mesothermal, with an annual temperature of around 23°C; precipitation around 1,500mm a year and an average altitude of 880m (Prefeitura municipal de Alfenas, 2006).

2.2.1 Selection of landscapes

A preliminary analysis of the landscape was performed using the image processing of the Sino-Brazilian satellite CBERS-2B in 2009, with 20 meters of spatial resolution, 1km

around the central of each potential landscape sampled. We carried out the landscape classification, by manual supervised vectorization, presenting the landscape composition by land use classes, which we validated by Google Earth satellite images. Furthermore, we calculated the metric percentage of native vegetation cover and percentage of each land use class. Then, we used the following criteria to select the sampled landscapes: 1) secondary forest fragments in advanced or mature stages, 2) similarity of degradation level of the secondary forest fragments, by observing spectral attributes such as color and texture of forest image, 3) minimum distance of two kilometers between the sampled landscapes to ensure sample independence; 4) presence of two predominant types of land use classes (coffee and sugar cane or coffee and pasture) and 5) a gradient of percentage of forest cover and land use class. Then we selected 10 landscapes from the stratified-randomized procedure, where five landscapes were composed predominantly of coffee and sugar cane and five composed of coffee and pasture matrix (Figure 1; Table 1).

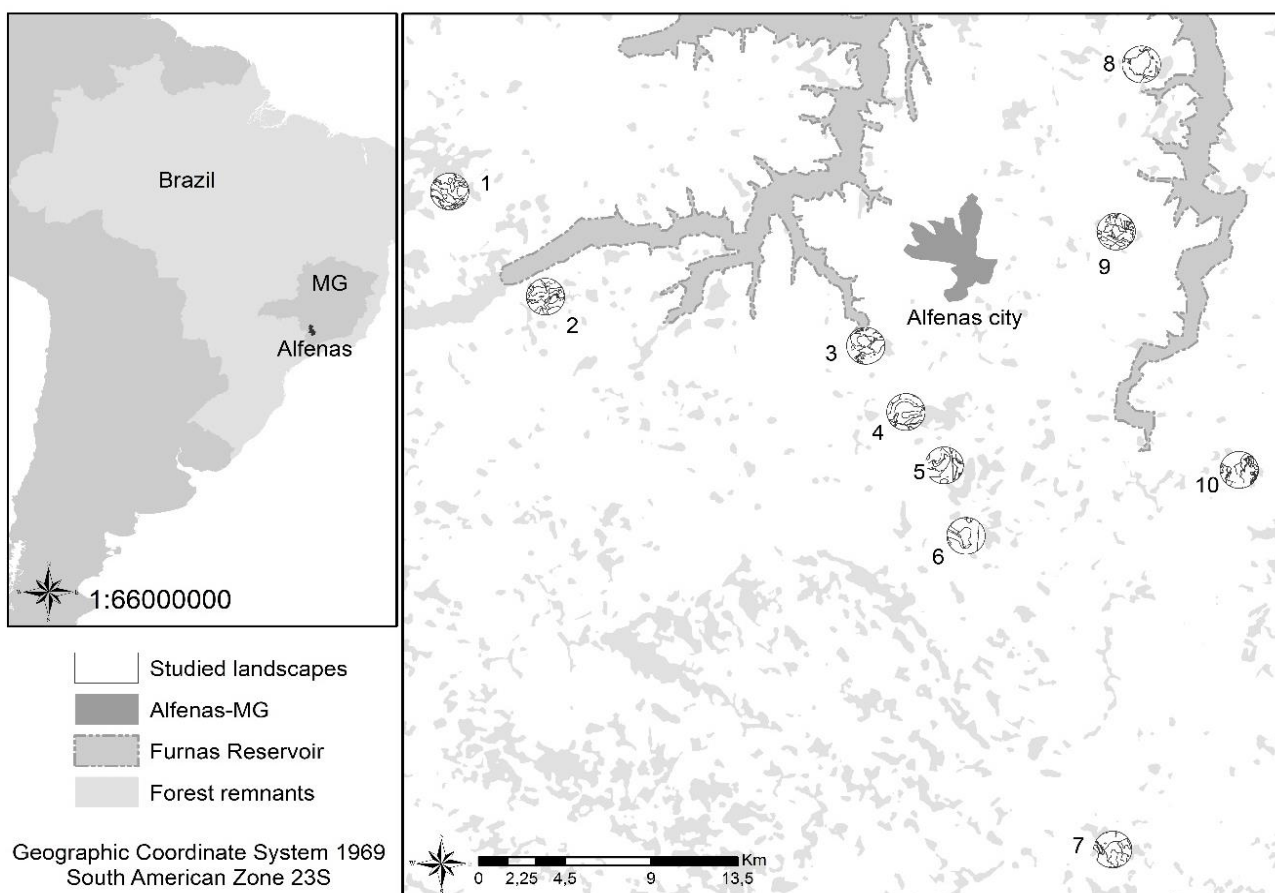


Figure 1 -Studied area location composed by 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas city, southern of Minas Gerais, Brazil. The numbers represent each sampled landscape.

Table 1 - Landscape metrics of 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas southern of Minas Gerais, Brazil, where a study about the effect of landscape structure on seed bank and birds was conducted.

Sites	UTM coordinates, zone 23S	PLAND	Sugarcane	Pasture	Coffee	Matriz	NN (m)	Dist (m)	AWMPFD
1	376320 – 7633902	20.38	19.60	26.65	23.02	Coffee	300	16.38	1.35
1	376320 – 7633902	20.38	19.60	26.65	23.02	Sugarcane	420	16.38	1.35
2	380723 – 7628387	31.64	29.86	18.81	17.19	Coffee	350	25.06	1.36
2	380723 – 7628387	31.64	29.86	18.81	17.19	Sugarcane	130	25.06	1.36
3	397882 – 7625696	17.96	-	55.20	10.99	Coffee	800	17.40	1.31
3	397882 – 7625696	17.96	-	55.20	10.99	Pasture	360	17.40	1.31
4	400315 – 7622078	34.28	24.10	10.59	30.78	Coffee	315	30.49	1.31
4	400315 – 7622078	34.28	24.10	10.59	30.78	Sugarcane	460	30.49	1.31
5	402022 – 7619302	20.03	16.27	6.49	51.12	Coffee	290	11.97	1.31
5	402022 – 7619302	20.03	16.27	6.49	51.12	Sugarcane	480	11.97	1.31
6	402711 – 7615382	15.92	15.17	-	54.34	Coffee	290	14.40	1.26
6	402711 – 7615382	15.92	15.17	-	54.34	Sugarcane	560	14.40	1.26
7	410715 – 7598301	24.81	-	59.48	10.55	Coffee	570	15.55	1.42
7	410715 – 7598301	24.81	-	59.48	10.55	Pasture	50	15.55	1.42
8	411800 – 7640520	16.55	-	37.87	43.92	Coffee	195	5.72	1.36
8	411800 – 7640520	16.55	-	37.87	43.92	Pasture	70	5.72	1.36
9	410870 – 7631948	17.13	-	57.06	12.36	Coffee	250	7.33	1.33
9	410870 – 7631948	17.13	-	57.06	12.36	Pasture	190	7.33	1.33
10	417207 – 7618814	31.18	-	42.34	20.54	Coffee	380	30.49	1.25
10	417207 – 7618814	31.18	-	42.34	20.54	Pasture	110	30.49	1.25

Caption: *PLAND*= Native vegetation amount; *Coffee*= percentage of coffee plantations; *Sugarcane*= percentage of sugarcane plantations; *Pasture*= percentage of pastures; *NN* = distance from the nearest neighbor fragment; *Dist* = Distance in relation to the edge of the sampled fragment; *AWMPFD* = Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension

2.2.2 Landscape metric calculation

For the landscape analysis, we refined the image classification, using Google Earth satellite images (dated 2014) and OpenLayer plugin available into the software QuantumGIS (Version 1.8.0). The vectorization and classification of the landscape were done in a radius of 1000m around the central point of each forest fragment sampled (McFrederick & Leuhn, 2006). Landcover maps classification were validated in field. The landscape metrics were calculated using V-LATE extension coupled with ArcGIS (Version 10.0, ESRI). Afterwards the landscape metrics were correlated with each other and only the low correlated ones (Pearson correlation $r < 0.70$) were used into the statistical analysis. The following landscape metrics were used to explain abundance of germinated seedlings germinated:

- 1) Landscape complexity based on Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension (AWMPFD): this index calculates the complexity of a fragment shape in the landscape, performing an area-weighted mean patch. Thus, larger fragments are weighted by their areas, not to be considered more complex due to their perimeters. Such an index produces values between 1 and 2, the more proximate to 2, the more complex its shape and larger its area;
- 2) Landscape permeability index: to calculate this index, each land use class received a weight ranging from 1 to 4 according to its permeability in relation to the dispersing birds and its potential colonization by seeds. Establishment of the weight of each matrix was based on Coelho et al. (data unpublished), who observed the permeability of each matrix to the movement of dispersing birds in a given study region (forest = 4, coffee = 3, pasture = 2 and sugar cane = 1). This weight was multiplied by the area of each class in the landscape and divided by the total area of the same class, consequently providing a unique value for each landscape to express its quality;
- 3) Native vegetation amount (PLAND): calculated from the area covered by native vegetation inside a 1,000-meter-radius circular area around the central point of the sampled fragment. This variable expresses the percentage of remaining natural habitats in the landscape;
- 4) Patch isolation index (NN): (Euclidean distance from the nearest neighbor) is defined as the shortest distance in a straight line (in meters) between the focal forest fragment and the nearest neighboring fragment. The index increases without any limit starting from zero and the highest values indicate the most isolated fragment. For each landscape, we measured this metric twice: one for each predominant type of land use class (Table 1).

2.2.3 Seed bank sampling

In each landscape we sampled forty-six soil seed banks (twenty-three samples from each predominant type of land use class; Figure 2). The sample plots of the soil seed bank were located along regular distances, from the interior of the fragment (-100 and -50 meters), passing through the edge (0 meters) towards the matrix (10, 20, 30, 40, 50, 75 and 100 meters). In each distance, we collected three sample plots with a minimum distance of 30m between each plot in the forest fragment and two plots in each distance in the matrix.

The litter layer and soil seed bank were extracted with the aid of an empty frame with an area of 30cm x 30cm x 5cm (adding up to 0.207 m³ of sampled soil seed bank by landscape).

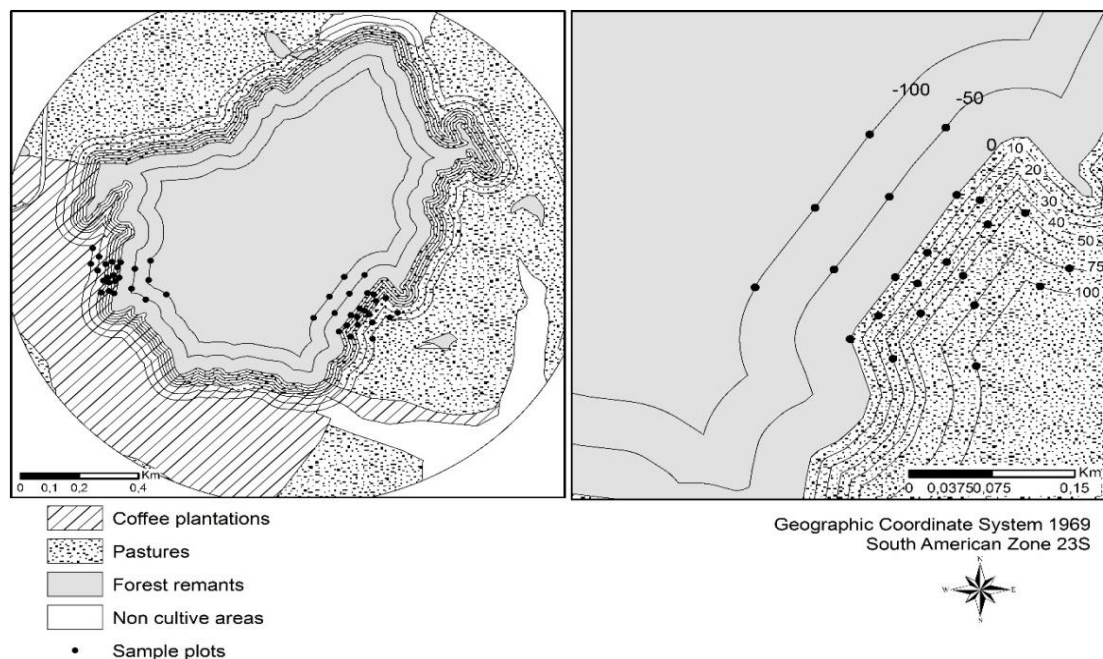


Figure 2: Sampling design of each landscape sampled within 30 km of the Alfenas city, southern of Minas Gerais, Brazil. In each landscape, we sampled forty-six soil seed banks (twenty-three samples from each matrix type). The sample plots of soil seed bank were located along regular distances, in the interior of the fragment (positions -100 and -50m from the edge), passing through the edge (position 0m) towards the matrix (positions 10, 20, 30, 40, 50, 75 and 100 meters from the edge).

2.2.4 Seedlings sampled from seed bank

To compare the amount of seeds from the seed bank, we used the emergence of the seeds in incubated soil, which detects the fraction of seeds that germinate (Brown 1991). Consequently, the sampled soils were incubated in garden beds covered by shade cloth (50% shade). The distribution of sampled soils in the garden beds was randomly performed, preventing partiality of any sample. Furthermore, in order to check the occurrence of possible contamination by seeds produced in the surrounding area, two quadrants were demarcated in each garden bed, containing sterile sand, randomly distributed among the soil samples. The garden beds were watered regularly, twice a day during the summer and just once on cloudy days and days with low temperatures. For nine months (January through

September, 2013), we checked for seedlings on a weekly basis. After this time, the sampled soils were plowed and we checked for 90 more days to verify the non-emergence of new seedlings (Appendix A).

Seedlings were identified by comparing with herbarium specimens in the Universidade Federal de Alfenas and specialized literature. After the identification, the seedlings were classified according to their life history and dispersion syndrome, according to Van Der Pijl (1982) and Barroso et al. (1999) (Table 2). In addition, we classified the species into two functional groups: facilitators of natural succession and non-facilitators, as proposed by Gómez-Aparicio (2009). This division is appropriate since the species found in the seed bank can facilitate natural succession and thus passive restoration and, on the other hand, there are species that may limit or inhibit this process. Thus, these functional groups eventually generate different responses from the seed bank. In order to relate the responses of the seed bank to the variable birds, we only used seedlings with a zoochoric dispersion syndrome.

Table 2 - Classification of the seedling emerged from the soil seed bank according to life form and dispersal syndrome, defined by Van Der Pijl (1982) and Barroso et al. (1999). Seeds were also classified into functional group proposed by Gómez-Aparicio (2009).

(continues)

CLASSIFICATION OF SEEDLINGS EMERGED FROM SEED BANK	
LIFE FORM	
HERBACEOUS	Creeping plant whose stem does not suffer any secondary growing along its development (without presence of lignin).
SHRUBS	Plant from the group of the angiospermae dicotyledoneae woody stem, which branches out next to the soil and has smaller stature (under 6 m high when grown) in relation to the trees.
LIANAS	Plants that need a support to keep themselves upright and grow toward the light. Can be herbaceous or woody.
TREES	Plant of large stature, wood trunk and whose branches just sprout at certain height from the ground. Higher than 6m high when grown.

Table 2 - Classification of the seedling emerged from the soil seed bank according to life form and dispersal syndrome, defined by Van Der Pijl (1982) and Barroso et al. (1999). Seeds were also classified into functional group proposed by Gómez-Aparicio (2009).

(conclusion)	
DISPERSION SYNDROME	
ANEMOCORIC	Winged diaspersal or balloon-shaped.
ZOOCHORIC	Diaspores which present attractives, food source, or when they own hooks, bristles or thorns.
GUILD	
FACILITATORS	Facilitators species are ones that that after settling in degraded environment alter their conditions, in a way that the species of successional stages subsequent, less tolerant to conditions in the early stages of regeneration, have more easily of establishment. Are fast-growing species, which can significantly hurry the development of a sub-wood, favoring and catalizing a process of succession necessary to recovery.
NON-FACILITATORS	Species which do not favor or catalize the process of succession necessary to recovery.

2.2.5 Samplins birds

To measure the abundance of frugivorous and omnivorous birds, we combined two sampling methods (point counts and the linear transect), since the effectiveness of a sampling method depends on the taxonomic group (Canard, 1981; Churchill, 1993; Coddington et al., 1996; Costello & Daane, 1997; Churchill & Arthur, 1999) and the environment as well (Canard, 1981).

For the point count (Blondelet al., 1970), we selected three sampling points in each predominant type of land use class with 200 meters minimum distance from the other sampling points and 50 meters distance from the forest edge. We recorded the abundance of species detected visually or by ear for 10 minutes, within a 50m-fixed radius around each sampling points between 7:00 and 11:00. For observation and recording of the birds, 8x40 binoculars and a portable audio recorder were used.

For the linear transect sampling, the watcher walked a 400-meter line (800 meters round trip) following the forest edge, at a slow and constant speed, writing down all the individuals

observed or heard within a 20m-fixed radius around during the sampling time, preventing counting each individual more than once.

We sampled birds twice in each landscape, once in the winter and once in spring (July and September, respectively, 2013) predicting the effect of the seasonality on the bird and plant species. We combined the data from both methods using the frequency of species in each method, producing only one value. This frequency was calculated as follows: $((P/mP)*100 + (T/mT)*100)/200 = frq_{i,j}$, in which P = number of observed individuals found in the point count; mP = highest value of abundance found in this method (considered as 100%); T = each value of abundance found in linear transects; mT = highest value of abundance found in this method (consider 100%); $frq_{i,j}$ = total frequency found in each sampled type of matrix in percentage within each landscape (i to j = 2 matrix in 10 landscapes = 20 values), combining the two methods.

In order to analyze the response of the seed bank in relation to the presence of birds, we used species from birds that consume a fruit-based diet, since these promote seed dispersion in the sampled landscapes. For this purpose, we used specialized literature (Martenzen, Pimentel & Metzger, 2008; Uezu, Beyer & Metzger, 2008; Banks-Leite, Ewers & Metzger, 2010; Bispo & Scherer-Neto, 2010; Banks-Leite et al., 2011; Gillies et al., 2011; Uezu & Metzger, 2011; Ibama, 2012; Sociedade Chauá, 2012) (Appendix B).

We also evaluated the effect of landscape variables on birds' responses. Thus, it was possible to check the indirect effect of the landscape in the seed banks, through bird mediation. In addition, we also identified the threshold of vegetation cover for birds. This threshold can help clarify the magnitude of the dependence in forest areas to benefit seed dispersal by birds. For this purpose, we used the exponential non-linear model, and through the package 'segmented' from the software R, we defined a critical threshold of vegetation cover for dispersing birds.

2.2.6 Statistical analysis

We used linear (GLM) and non-linear (GAM) models to examine how the abundance of the seed bank was affected by the landscape metrics, and by the distance of sample plots of soil seed bank from the forest edge. Consequently, we computed the average number of seedlings in each matrix type for each distance. Then the average values were divided by the

number of replicates producing the seedling rates in each distance. This facilitated a fair comparison of the germination rates between the distances. After this, we created models with different combinations between the dependent variable (abundance of seedlings) and the independent variables (landscape metrics, distance of sample plots from the forest edge and the bird frequency) and we also created additive models combining two of independent variables.

The models were selected through the Akaike Information Criterion (AIC; Akaike, 1974), constructing a hierarchy of models according to their plausibility in relation to the analyzed data (Burnham & Anderson, 2002). This was done using the software package R "bbmle" (Bolker, 2008). For each model, we calculated AIC, where the lower AIC value, the better is the model. We also calculated the ΔAIC (difference between the value of AIC of a model and the AIC of the best model), where model with $\Delta AIC=0$ is the best model. Finally we calculated wAIC, a probability of a model to be as the best one (Table 3).

To avoid a model win by chance, we added a null model, that consider the absence of effects, into the list of competing models. The same approach was used to assess the relative contribution of competing models to explain the frequency of birds.

Table 3 - The models were compared to explain seed bank data

(continues)

Competing models
Landscape complexity
Landscape permeability
Native vegetation amount
Patch isolation
Frequency of birds (several functional groups)
Distance from the edge forest
Landscape complexity + Landscape permeability
Landscape complexity + Native vegetation amount
Landscape complexity + Patch isolation
Landscape complexity + Frequency of birds (several functional groups)

Table 3 - The models were compared to explain seed bank data

(conclusion)

Landscape complexity + Distance from the edge forest
Landscape permeability + Native vegetation amount
Landscape permeability + Patch isolation
Landscape permeability + Frequency of birds (several functional groups)
Landscape permeability + Distance from the edge forest
Native vegetation amount + Patch isolation
Native vegetation amount + Frequency of birds (several functional groups)
Native vegetation amount + Distance from the edge forest
Patch isolation + Frequency of birds (several functional groups)
Patch isolation + Distance from the edge forest
Frequency of birds (several functional groups) + Distance from the edge forest

2.3 RESULTS

We sampled a total of 2,619 seedling individuals (262 ± 221 per landscape) emerging from the soil sampled. Of these, 248 (9.5%) seedlings had zoochoric dispersal syndrome (25 ± 10 per landscape). From the total zoochoric seedlings, we classified 67 as facilitators of natural succession (6.7 ± 5.3 per landscape), and 181 seedlings as non-facilitators (18.1 ± 11.1 per landscape).

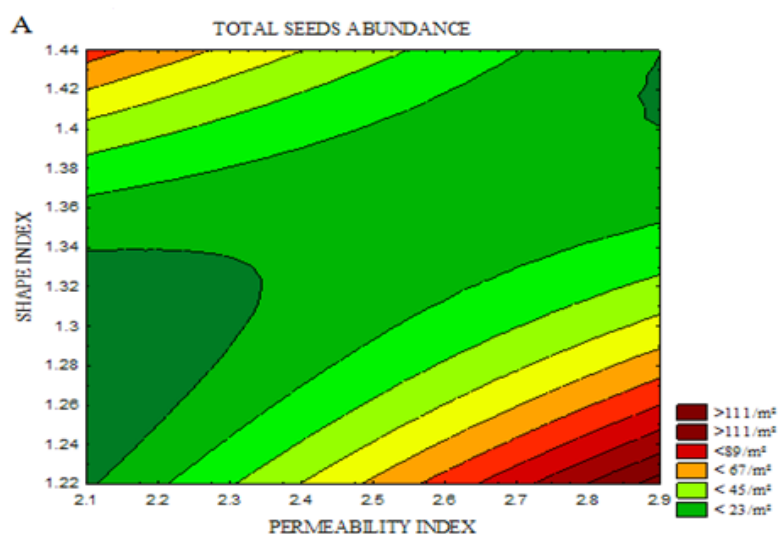
We set up regression models to determine the abundance of zoochoric and non-zoochoric seedlings in relation of the landscape metrics. We presented here only zoochoric seedling relationships that had stronger support ($\Delta AICc$ of null model > 2). In general, we had only non-linear as valid models and the most important predictors of abundance of zoochoric seedlings were matrix permeability, complexity of the fragment shape in the landscape, the distances of sample plots of soil seed bank from the edge and isolation among fragments (Table 4).

Table 4 -Highest ranked models using AICc-based model selection for the abundance zoochoric seedlings. Only models with $\Delta AIC < 2$ and null model >2 , are insert in the table. We built generalized linear models (GLM) and generalized additive model (GAM), but just non-linear models were consistent. We also built models for the frequency of omnivorous birds to evaluate the indirect effect of landscape through seed dispersers.

Guild	Models	ΔAIC	wAIC
Total abundance	Permeability Index + AWMPFD	0	0.97
Null		54.3	0.001
Non facilitators zoochoric	Permeability Index + NN	0	0.87
Null		41.4	0.01
Facilitators zoochoric	Dist + Frq. omnivorous	0	0.86
Null		58.9	0.01
Frq. omnivorous birds	PLAND + Matrix	0	0.99
Null		201	0.001

Caption:Total abundance = seedling abundance emerged from the soil seed bank samples; AWMPFD = Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension (complexity of the fragment shape in the landscape); NN = distance from the nearest neighbor fragment (isolation index); Dist = Distance of sample plots of soil seed bank from the edge forest; Frq. Omnivores = Frequency of omnivorous birds; Matrix = matrix type where the sample plots of soil seed banks were located (coffee, sugar cane and pasturage). wAIC = weight of the model among the tested ones, i.e., probability of the model to be chosen as the best one.

More permeable matrices and fragments with more regular shape increased the total abundance of seedlings sampled in general (wAIC = 0.97, Figure 3a). The non-facilitator zoochoric seedlings presented the best support model exhibiting a strong positive effect of matrix permeability and negative effect of isolation between fragments (wAIC = 0.87; 3b).



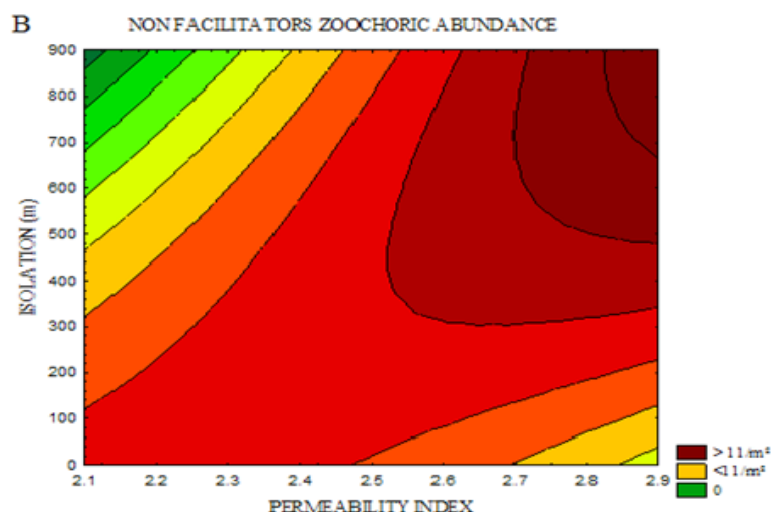
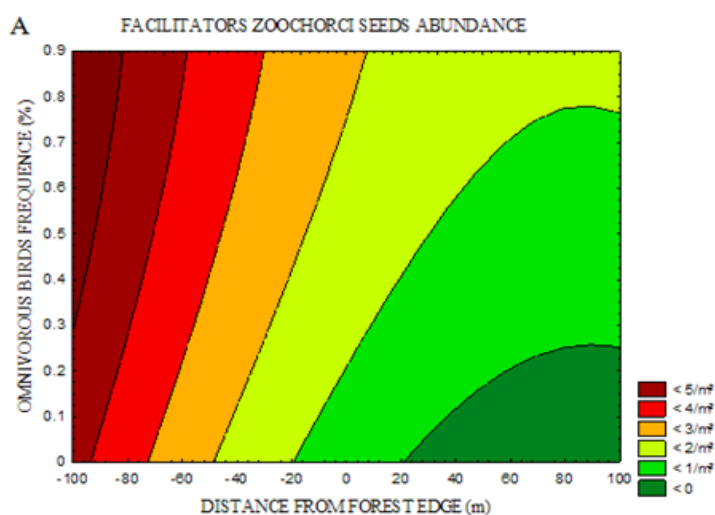


Figure 3: Relationships between the zoochoric seedling emerged from seed banks and the landscape metrics, using non-linear regression (quadratic function). **A)** Total abundance of seedling - Additive non-linear model (predictive variables = the complexity of the fragment shape in the landscape the matrix permeability index of the landscape). **B)** Total abundance of zoochoric seedling emerged from seed bank - Additive non-linear (predictive variables = isolation index and the matrix permeability index of the landscape).

However, for the facilitator zoochoric seedlings other landscape metrics were more important, such as the distance of sample plots of the soil seed bank from the edge and the frequency of omnivorous birds (wAIC = 0.86; Figure 4a). The seedlings decreased along the gradient of distance from the forest edge to the matrix (maximum distance from the edge = 100m) and increased with frequency of omnivorous birds. For bird species, we recorded 10 frugivorous species (235 bird contacts) and 28 omnivorous species (958 bird contacts; Appendix B). Only regression models for the omnivorous birds had support ($\Delta\text{AICc} < 2$) and are presented here. We observed that the frequency of omnivorous birds increased in a larger percentage of native vegetation cover in the landscape, but was dependent on the matrix type (wAIC = 0.99; Figure 4b).



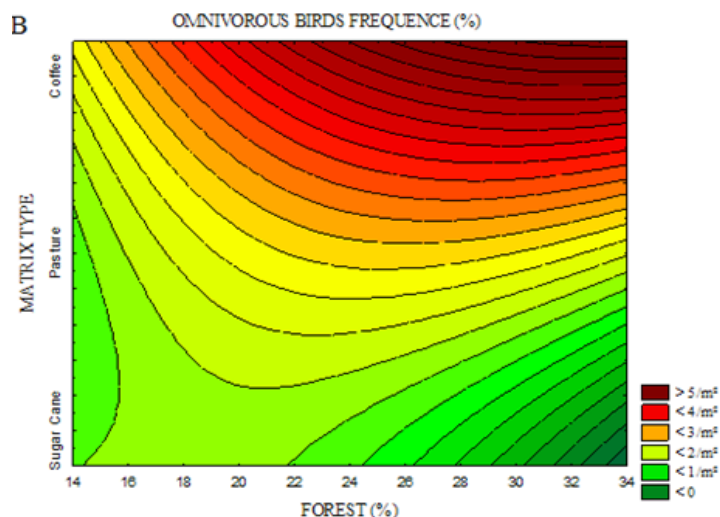


Figure 4: Relationships between the zoochoric seedling emerged from seed banks and the landscape metrics and omnivorous birds, using non-linear regression (quadratic function). **A)** Abundance of facilitators zoochoric seedling emerged from seed bank. Additive non-linear model (predictive variables = distances of sample plots of soil seed bank from the forest edge and the frequency of omnivorous birds. **B)** Frequency of omnivorous birds - Additive

The coffee matrix had the highest frequency of omnivorous birds, and sugar cane the lowest. Considering only the effect of the percentage of native vegetation cover, there was a non-linear relationship (exponential model) with a critical threshold of vegetation cover in 17.6% (Figure 5). Below this threshold, the frequency of omnivorous birds suddenly decreased, which could indirectly interfere with seed dispersal

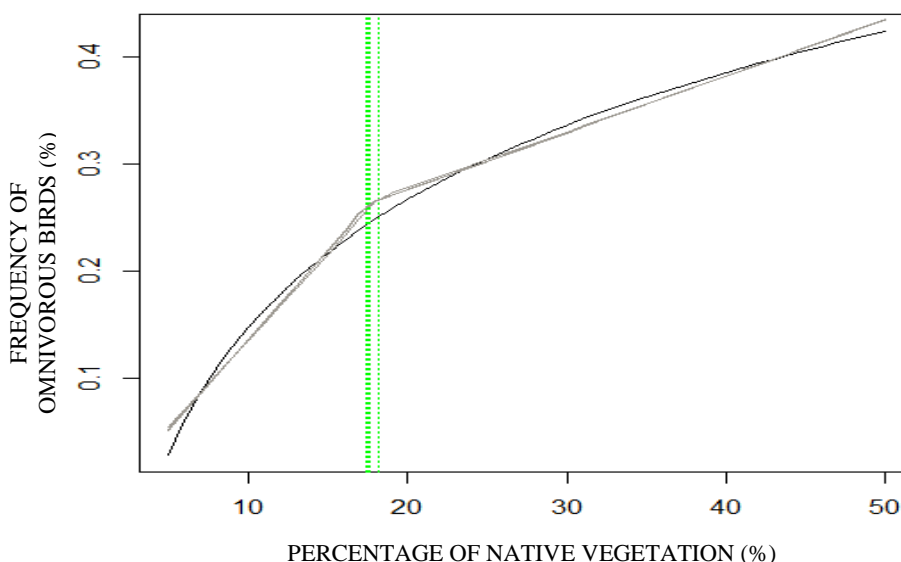


Figure 5: Nonlinear relationships between the frequency of omnivorous birds into matrix and the percentage of native vegetation within the landscape. Black line is the non-linear curve without breaking point estimation. Light gray are shown 10 realizations of piece-wise regressions. In green, highlight the thresholds of piece-wise regressions as a function of the percentage coverage. Below 17.6% of native vegetation the frequency of omnivorous birds had higher reduction.

2.4 DISCUSSION

The results support our four hypotheses that the landscape composition and configuration directly interfere with the seed bank and indirectly through the seed dispersers. The main landscape effects were related to: permeable matrix, distances of sample plots of soil seed bank from the edge, fragment shape in the landscape, isolation among fragments and the percentage of the native vegetation cover. Thus, even in highly fragmented landscapes, as in our case with just 4% of the native vegetal cover at regional scale (Fundação SOS Mata Atlântica and INPE, 2009), composition aspects, like the permeability of the matrix and percentage of forest and the arrangement, lower isolation among the fragments increase the abundance of the seed bank and, consequently, increase the rate of the passive restoration in abandoned areas.

Nowadays we know that the matrix, previously considered inhospitable, is used by native organisms in several ways (Fahrig, 2003). These anthropic areas may favor the movement and dispersion of organisms, as well as foraging, nest-building and species establishment. Functioning as a connector of natural areas, this new environment can offer food resources, refuge and divergent conditions of native area, allowing additional habitats (Erik & Priya, 2003; Baum et al., 2004; Pardini et al., 2009). Furthermore, the matrix type can cause divergent responses in diversity according to characteristics of movement and sensitivity of species. Our results corroborate this approach since the permeable matrix, which had a hospitable environment, showed a capacity to promote permanence and dispersion of seeds, increasing the abundance of the seed bank. The permeable matrix also enables the movement of dispersing birds. In this respect, this environment can allow the persistence of important species for the preservation and restoration of the environment (Ribeiro et al., 2009).

Many studies have shown that these complementary and permeable habitats, can favor the occurrence of ecological interactions and processes through organism flow (Ricketts, 2001, 2008; Antogiovanni & Metzger, 2005). Therefore, passive restoration has greater potential to occur in landscapes in which there are permeable matrices, such as coffee plantations, as found in our study. This matrix, when abandoned and/or its management is discontinued probably will facilitate the passive restoration process, since the seed bank from the original area occurs within it. This occurs because coffee when grown in direct sunlight, or near forest fragments, may end up intermingled with the vegetation or

covered by weeds, just like in shaded coffee. It also may be similar to agroecological management, and in this respect, increase the occurrence of birds, and may, consequently, facilitate restoration (revised by Komar, 2006).

Another factor that influenced the abundance of viable seeds in the bank, was the remnants isolation. We checked whether the abundance of zoochoric seeds in the matrix increases with lower isolation (ranging here from 50 to 800m) tied with the matrix permeability. The lowest isolation between forest areas may favor the restoration process, facilitating zoochory and the flow of seeds among the fragments. Here again, we must pay attention to the influence of the permeability matrix effects on the seed dispersal. The matrix permeability proved be a decisive factor in functional connectivity of areas (Metzger, 2003; Prevedello & Vieira 2010; Brady et al., 2011; Kennedy et al., 2011). It functions as a transitory habitat among the natural ones, used by the organisms as a resource or corridor favoring ecological functioning in fragmented landscapes (Baumet al., 2004). So, forthcoming natural areas, can be connected if it merge with permeable matrices that could promote connection between nearby natural areas encouraging animals to seek new resources (Baum et al. 2004). In this way, intuitively the lowest isolation and higher matrix permeability can favor the restoration process, facilitating the flow and exchange of seeds among the fragments.

Another important factor is the shape of the fragment. Fragments more circular in shape have smaller edges, reflecting less edge effect, hindering the establishment of the seed bank. The edge is most affected by wind, sun and thermal variations. Thus, the edge effects adversely affect the abundance of late succession seeds, facilitating only pioneer species (Laurance et al., 2006). Therefore, more regular fragments favor the abundance of seeds in the landscape, and consequently the possibility of successful restoration near the source fragment. Consistent with our findings, this possibility increases when allied with the permeability of the matrix. The permeable matrix is able to minimize the magnitude of edge effects, since it is an environment that allows for the movement of organisms (Mesquita et al., 1999; Prevedello & Vieira, 2010).

The shape of the fragments is another aspect that showed significant influence on seed bank. This influence of the shape is related to the area of forest edge and inherent edge effect. Forest fragments more circular in shape have smaller edges, reflecting less edge effect, hindering the establishment of the seed bank. The environment edge is reached more intensely by the wind, sun and temperature variations, and thus ultimately negatively affect the abundance of seeds of late succession, making only pioneer species (Laurance et al.,

2006). Therefore, more regular fragments favor the abundance of seeds in the landscape, and consequently the possibility of successful restoration near the source fragment. Linked with the shape, the matrix permeability is able to minimize the magnitude of edge effects, since it is an environment that allows for the movement of organisms (Mesquita et al., 1999; Prevedello & Vieira, 2010).

The distance from the edge of forest fragment also affected the probability of seeds appearing through dispersion. More distant areas from the fragment have less zoochoric seeds due to difficulty/impossibility of dispersion. Our study showed that, even with low rates of omnivorous birds occurrence, the abundance of seeds from the seed bank is higher inside the forest. However, we note that only with a high frequency of omnivorous birds and in close proximity from the forest does the seed bank remain outside the fragment forest in the matrix. A plausible explanation for decreasing trend relative to distance of fragment is that the forest is used as a source for seed dispersers. Thus, matrix areas more distant from the forest have decreased occurrence of seeds, since the distance from edge forest affects the probability of the seed dispersion. According to Duncan et al, (1999) and Carlo et al, (2013), dispersers avoid open and degraded areas due to risks that the matrix may present, limiting natural regeneration (Willson & Crome 1989; Whitmore 1989; Aide & Cavelier 1994; Vieira et al., 1994; Holl 1999). This fact could explain why few zoochoric seeds were dispersed at distances longer than 20 meters from the edge forest.

Other feature that may affect the seed bank is related to changes in native vegetation cover percentage. The vegetation cover reduction can cause specialist dispersal species decrease, which have highly-restricted diet, increasing their susceptibility to extinction (Hasui 1994). In contrast, generalist species profit from the decrease of competition for fruit (Rabello et al., 2010). Consequently the replacement of some bird species can change the quality of seed dispersal and rates of seedling establishment (Willis 1979; Fonseca & Robinson 1990; Wright 2003; Pizo & Vieira, 2004; Kiriba et al, 2008). This relation between the native vegetation cover percent and the permeability matrix effects on seed deposition was also indirectly strengthened by the response of omnivorous birds in our study. It because the omnivorous birds frequency increased in landscapes composed of permeable matrix and with higher native vegetation cover percentages. The coffee matrix was more favorable dispersion compared to the others, probably because coffee is a shrubby plant that can function as a roost and supplementary food to dispersal birds (Estrada et al., 1993). Thus, establishing a relation between plants and animals in degraded areas is essential in the reforestation process. However, degradation and fragmentation may damage

zoochoric plants, since they directly affect dispersing animals (Cordeiro and Howe, 2003). Forest birds, which live within the forest, are inhibited by the matrix, due to the threat of predation, failing to cross even narrow strips of open areas (Rabello et al., 2010). Therefore, zoochorous plants are also indirectly affected, because they depend on these animals to disperse their seeds (Primack & Rodrigues 2001). According to Morellato & Leitaó Filho (1992), about 60-90% of plant species from tropical forests are zoochoric, (ie, dispersed by animals). So, the spatial heterogeneity of landscape resulting from the forest degradation and fragmentation, may damage zoochoric plants, because they impact the dispersal directly (Primack & Rodrigues 2001; Cordeiro & Howe 2003). Forest birds, which live inside the forest inhibited by the matrix, due to predation threats, failing to cross even narrow open areas strips (Rabello et al., 2010). Consequently, isolated fragments tend to receive (from external areas) and disperse less seeds, because of the dispersal movements decrease (Jordano et al., 2006). In this way, we see that both the native vegetation cover percent and the permeability matrix effects affect directly dispersal birds, having a top-down effect on zoochoric seed dispersal affect directly the potential birds dispersal.

Through the omnivorous birds occurrence frequency results we calculate the critical threshold of native vegetation cover percent value (17.6%), that proved be concurring with the literature (Andr n, 1994). With this information we can infer about how much of native vegetation cover should be kept to ensure the dispersal birds survive and still provide their environmental service. Thus, we suggest that least 20% of native forest have to be kept in landscape, as safety margin, to favor a wider range of dispersal bird's species. This critical point determination is essential to the policies conducts conservation (MEA, 2005). In this way, we should alert to the fact that for the threshold calculation we use only the occurrence frequency data from omnivorous birds (ie, species with lower environmental requirement application compared to frugivorous birds). Certainly, specialists species, like frugivorous birds, have higher environmental requirement, so the critical threshold of native vegetation cover percent value would be larger guild. Thus, becomes important pay attention that the threshold calculated here is not ideal for keep species with high environmental requirement and this fact should be considered carefully in decision of conservation plans.

In this context, our results indicate that to keep the zoochoric seed bank and increase the possibilities and the efficiency of passive restoration, it is necessary consider landscape characteristics as native vegetal cover percentage (minimum 17.6%), matrix permeability, shape and isolation from forest fragment. These landscape characteristics are related to the potentially dispersal birds occurrence and consequently lead to a cascading effect that are

intuitively related to the seed bank keep. So, to the restoration process and as a consequence of the fragment expansion happens the seed bank must be present in the matrix and this was only possible in areas with a high rate of occurrence of dispersing birds. In other words, to keep the soil seed bank in the matrix was only possible due the contribution arising from ornithochory. Therefore recommend that landscapes destined for restoration be composed of permeable dispersal bird's matrix, with lower isolation among the fragments (highest distance = 250m), with regular shapes and higher native forest percentage (minimum 20%), as ensure the presence of birds dispersal. We also recommend that the abandoned areas be within a distance of 20m from the forest edge, aiming to increase the efficiency of restoration.

Finally, we emphasize that the study was conducted in an extensively degraded landscape, containing only 4% of native vegetal cover at regional scale (Fundação SOS Mata Atlântica and INPE, 2009). However, despite its limitations, our results support strategies for expanding existing forested areas or setting up of new areas, near to those already existing. Furthermore, we recommend further studies, in regions with a lower fragmentation level and with higher forest percentage to confirm our findings and recommendations. In addition, we wish to stress that the matrix can affect the abundance of the seed bank and consequently interfere with resilience and natural regeneration. It is also important to note that the results presented here are limited to zoochoric plants, whose seeds form a seed bank comprised of orthodox seeds (seeds that can be stored under low temperature for a long period – Roberts, 1973). Recalcitrant seeds (seeds sensitive to desiccation and which can not be stored for a long period – Roberts, 1973), due to their storage behavior, are not incorporated into the seed bank, but into the seedling bank. Also that the seed bank showed high dominance of pre-seed weed plant species, so the dispersion of these may have been through anthropogenic influence increment and agricultural machinery affecting the dispersal distance in some matrix. Thus, the potential success of passive restoration of impacted areas can be even greater than our results have shown due to this restriction.

2.5 CONCLUSION

Our study shows that the structure of the landscape affects the local seed bank. Furthermore, landscape characteristics directly related to maintenance of dispersing birds

indirectly affect the zoochoric seed bank and consequently the possibility of successful restoration. Matrix permeability, regular shapes, connectivity among fragments and a higher percentage of forest results in a higher frequency of dispersing birds, which, consequently, ensures the maintenance of a zoochoric seed bank. Thus, by understanding these direct and indirect effects, we recommend considering the landscape structural aspects in management decisions and restoration strategies of forest areas.

Acknowledgements

We thank Foundation for Research Support of the State of Minas Gerais (FAPEMIG) and VALE for financial support (Process #RDP-00104-10). Federal University of Alfenas-MG (UNIFAL) for field and logistical support. Finally, we have the pleasure to thank Vinícius Xavier Silva for advice and sharing knowledge. MCR receive support from CNPq. Jim Hesson of Academic English Solutions.com revised the English.

2.6 REFERENCES

Abreu, K.C., Koproski, L.P., Kuczach, A.M., Camargo, P.C., Boscarato, T.G. 2004. Grandes Felinos e o Fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. *Floresta* 34, 163-167.

Aide, T.M., Cavelier, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restor.Ecol.* 2, 219-229.

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Autom. Contr.* 19, 716-723.

Anderson, D. 2007. The Stern Review and the Costs of Climate Change Mitigation—A Response to the Dual Critique and the Misrepresentations of Toland Yohe. *World Econ.* 8, 211–219.

Antongiovanni, M.A., Metzger, J.P. 2005. Matrix permeability effect on inter-habitat migration of insectivorous bird species. *Biol.Conser.* 122, 441-451.

Araújo, M.B., Pearson, R.G. 2005 Equilibrium of species distributions with climate. *Ecography*, in press.

Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Metzger, J. P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos*, 119, 918–926. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.18061.x

Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Kapos, V., Martensen, A. C., Metzger, J. P. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *J. Appl. Ecol.* 48, 706–714. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01966.x

Barbosa, L.M. 2000. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. *In: Rodrigues, R.R., Leitão Filho, H.F. (eds.) Matas Ciliares: conservação e recuperação.* Edusp/Fapesp, São Paulo, pp.289-312.

Barroso, G.M., Morim, M.P., Peixoto, A.L., Ichaso, C.L.F. 1999. Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Viçosa: UFV, 443.

Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., Cronin, J.T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping-stones. *Ecology* 85, 2672–2675.

Bispo, A.A., Scherer-Neto, P. 2010. Avian assemblage in a remnant of the Araucaria Forest in the Southeast Parana, Brazil. *Biota Neotrop.* 10: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/en/abstract?article+bn02010012010>

Blondel, J., Ferry, C., Frochot, B. 1970. La method des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38, 55-71.

Bolker, B.M. 2008. *Ecological Models and Data in R.* Princeton University Press, Princeton, USA.

Brady, M.J., McAlpine, C.A., Possingham, H.P., Miller, C.J., Baxter, G.S. 2011. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landscape Ecology*, 26, 617–628. doi:10.1007/s10980-011-9602-6

Brown, D. 1991. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Can. J. Botany* 70, 1603-1612.

Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.

Canard, A. 1981. Utilisation comparée de quelques méthodes d'échantillonnage pour l'étude de la distribution des araignées en landes. VI European Congress of Arachnology, Modena-Pisa, Italy 88, 84-94.

Carlo, T.A., Garcia, D., Martínez, D., Glenditsch, J.M., Morales, J.M. 2013. Where do seeds go when they go far? Distance and directionality of avian seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Ecology* 94, 301–307

Churchill, T.B. 1993. Effects of sampling method on composition of a Tasmanian coastal heathland spider assemblage. *Memoirs of the Queensland Museum* 33, 475–481.

Churchill, T.B., Arthur, J.M. 1999. Measuring spider richness: effects of different sampling methods and spatial and temporal scales. *J. Insect Conserv.* 3, 287–295.

Coddington, J.A., Young, L.H., Coyle, F.A. 1996. Estimating spider species richness in southern Appalachian Cove hardwood forest. *J. Arachnol.* 24, 111-128.

Cordeiro, N.J., Howe, H.F. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100, 4052–14056.

Corllett, R.T. 2002. Frugivory and seed dispersal in degraded tropical East Asian landscapes. *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation.* (eds.) Levey, D.J., Silva, W.R., Galetti, M. CAB International, Wallingford, UK. pp. 451–465.

Costello, M.J., Daane, K.M. 1997. Comparison of sampling methods used to estimate spider (Araneae) species abundance and composition in grape vineyards. *Environ. Entomol.* 26, 142-149.

Duncan, R.A., White, S.M., Reynolds, J.E., Lim, J., 1999, ASP Conf. Ser. 179. Astron. Soc. Pac., San Francisco, pp.54

Duncan, R.S., Duncan, V.E. 2000. Forest Succession and Distance from Forest Edge in an Afro-Tropical Grassland. *Biotropica* 32, 33-41. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00445.x>.

Erik, J., Priya, S. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.* 14, 459-464.

Estrada, A., Coates-Estrada, R., Meritt Jr, D.A., Montiel, S., Curiel, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetation* 107/108, 245-257.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34, 487-515.

Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predator effects on small mammal communities. *Biol. Conserv.* 53, 265-294.

Gillies, C.S., Beyer, H.L., St Clair, C.C. 2011. Fine-scale movement decisions of tropical forest birds in a fragmented landscape. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 21, 944-54.

Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J Ecol* 97, 1202-1214

Harris, G., Pimm, S.L. 2007. Range size and extinction risk in forest birds. *Conserv. Biol.* doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x.

Harvey, C.A. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde, Costa Rica. *Ecol. Appl.* 10, 155-173.

Hasui, E., 1994. O papel das aves frugívoras na dispersão de sementes em um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária em São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado, IBUSP, São Paulo.

Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. *Biotropica* 31, 229-242.

Holl, K.D., Elizabeth E.C., Cheryl, B.S. 2003. Landscape Restoration: Moving from Generalities to Methodologies. *BioScience* 53, 491. <http://www.jstor.org/stable/1314521>.

Holl, K.D. 2007. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. *Biotropica* 29, 459-68.

Holt, R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *Am. Nat.* 124, 377-406.

IBAMA/SP Pesqueiros. 2012. Relatório de Atividades dos Centros de Triagem e Áreas de Soltura e Monitoramento de Animais Silvestres. Organizado pelo Núcleo de Fauna e Recursos– São Paulo.

Jordano, P., Bascompte, J., Olesen, J. M. 2006. The ecological consequences of complex topology and nested structure in pollination webs. In: Waser, N.M., Ollerton, J. (eds.) *From specialization to generalization in plant: pollinator interactions*. Univ. of Chicago Press. pp.173-199.

Jules, E.S., Shahani, P. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.* 14, 459–464.

Kennedy, C.M., Grant, E.H.C., Neel, M.C., Fagan, W.F., Marra, P.P. 2011. Landscape matrix mediates occupancy dynamics of Neotropical avian insectivores. *Ecological Applications* 21, 1837–1850.

Komar, O. 2006. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird Conserv. Int.* 16, 1–23.

Laurence, W.F., Williamson, G.B., Delamonica, P., Olivera, A., Gascon, C., Lovejoy, T.E., Pohl, I. 2002. Effects of a severe drought on Amazonian forest fragments and edges. *J. Trop. Ecol.* 17, 771-785.

Laurance, W.F.; Peres, C.A. 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago.

Lindenmayer, D.B., McIntyre, S., Fischer, J. 2003. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biol. Conserv.* 110, 45-53.

Martesen, A.C., Pimentel, R. G., Metzger, J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 141, 2184–2192. doi:10.1016/j.biocon.2008.06.008.

McFrederick, Q.S., Lebuhn, G. 2006. Are urban parks refuges for bumblebees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biol. Conserv.* 129, 372–382.

Mesquita, R., Delamônica, P., Laurance, W. F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 91, 129–134.

Mesquita, R.C., Lokes, G.K., Ganade, G., Williamson, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Brazil. *J. Ecol.* 89, 528-37.

Metzger, E.J. 2003. Upper ocean sensitivity to wind forcing in the South China Sea. *J. Oceanogr.* 59, 783–798.

Morellato, L.P.C., Leitão-Filho, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil* (L.P.C. Morellato, org.). Editora da Unicamp/Fapesp, Campinas, pp. 112-140.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10, 58–62.

Pardini, R., Faria, D., Accacio, G.M., Laps, R.R., Mariano, E., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Baumgarten, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biol. Conserv.* 142, 1178–1190.

Pickett, S.T.A., Collins, S.L., Armesto, J. J. 1987. Models, mechanisms, and pathways of succession. *Bot. Rev.* 53, 335-371.

Pizo, M.A., Vieira, E.M. 2004. Palm harvesting affects seed predation of *Euterpeedulis*, a threatened palm of the Brazilian Atlantic forest. *Braz. J. Biol.* 64, 669–676.

Prefeitura municipal de Alfenas. 2006. *Leitura Técnica em Revisão, Plano Diretor Municipal de Alfenas-MG.*

Prevedello, J.A., Vieira, M.V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers. Conserv.* 19, 1205–1223.

Primack, R.B., Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação.* Londrina. pp.327.

Rabello, A., Nunes, F., Hasui, E. 2010. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de *Copaíba* (*Copaifera langsdorffii* Delf.). *Biota Neotropica* 10.

Reis, A., Kageyama, P.Y. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama, P.Y., Oliveira, R.E., Moraes, L.F.D., Engel, V.L., Gandara, F.B. (org.) Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais. pp. 91-110.

Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am. Nat.* 158, 87–99.

Ricketts, T. H. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11, 499–515.

Roberts, E.H., 1973. Predicting the storage life of seeds. *Seed Sci. Technol.* 1, 499–514.

Rocha, E.C., Silva, E. 2009. Composição da Mastofauna de Médio e Grande Porte na Reserva Indígena “Parabubure”, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore* 33, 451-459.

Rodrigues, R.R., Gandolfi, S. 1996. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. *Revista Brasileira de Horticultura Ornamental* 2, 4-15.

Rodrigues, M., Goulart, F.F. 2004. Aves Regionais: de Burton aos dias de hoje In: Lisboa, A.H., Goulart, E.M.A. (eds.) Navegando o rio das Velhas Minas Gerais. Belo Horizonte, Instituto Guaicury -SOS Rio das Velhas, Projeto Manuelzão, UFMG, 755p.

Rodrigues, R.R., Renato, F.L., Gandolfi, S., Nave, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1242-1251. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320708004771>.

Soulé, M.E., Simberloff, D. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biol. Conserv.* 35, 19-40. 1986.

SOS Mata Atlântica and INPE. 2009. Atlas da Mata Atlântica. Electronic Database accessible at <http://www.sosmataatlantica.org.br/index.php?section=atlas&action>. Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo, BR. captured on september.

Sociedade Chauá. 2012. Rolândia/PR. Plano de Manejo – RPPN LUZ DO SOL.

Stradford, J.A., Robinson, W.D. 2005. Gulliver travels to the fragment tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 91-98.

Turner, R.E., Swenson, E.M., Milan, C.S. 2001. Organic and inorganic contributions to vertical accretion in salt marsh sediment, pp. 583–595. In M. Weinstein and D. Kreeger (eds.) Concepts and controversies in tidal marsh ecology, Kluwer.

Uezu, A., Beyer, D.D., Metzger, J. P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers. Conserv.* 17, 1907–1922. doi:10.1007/s10531-008-9329-0

Uezu, A., Metzger, J.P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodivers. Conserv.* 20, 3627–3643. doi:10.1007/s10531-011-0154-5

Van Der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer. Berlin.

Viana, V.M., Tabanez, A.A.J., Martins, J.L.A. 1992. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: Congresso Nacional sobre essências nativas, 2, São Paulo, 1992. Anais. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo. p. 400-407.

Vieira, I.C.G., Uhl, C., Nepstad, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. As a succession facilitator in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio*, 115, 91-99.

Whitmore, T. J. 1989. Florida diatom assemblages as indicators of trophic state and pH. *Limnol. Oceanogr.* 34, 882-895.

Wilcove, D. S., McLeilan, C.H., Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. pp. 237-256. In: M.E. Soule, editor. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates Sunderland, Massachusetts.

Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papeis Avulsos de Zoologia do Estado de São Paulo* 53, 1-25.

Willson, M.F., Crome, F.H.J. 1989. Patterns seed rain at the edge of tropical Queensland rain forest. *J. Trop. Ecol.* 5, 301-308.

Wright, S. J. 2003. The myriad effects of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6, 73–86.

Appendix A: Abundance and classification (according to Table 2) of seedling emerged from the seed bank in three matrix types in 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas southern of Minas Gerais, Brazil.

(continue)

ABUNDANCE (individuals/m ²)									
Morphospecies	Family	Genus	Species	Guild	Life form	Syndrome	Coffee	Sugarcane	Pasture
M1	Commelinaceae	<i>Commelina</i>	-	N	H	Anemo	31.88	4.83	0.24
M2	Malvaceae	<i>Sida</i>	-	N	H	Zoo	0.00	0.48	0.00
M3	Asteraceae	<i>Taraxacum</i>	-	N	H	Anemo	30.92	12.08	2.42
M4	Piperaceae	<i>Piper</i>	-	F	S	Zoo	0.00	0.24	0.00
M5	Malvaceae	<i>Sida</i>	-	N	H	Zoo	20.77	6.04	3.86
M6	Malvaceae	<i>Sida</i>	-	N	H	Zoo	0.00	7.49	0.00
M7	Rubiaceae	<i>Spermacoce</i>	-	N	H	Auto	0.00	1.69	0.00
M8	Cyperaceae	<i>Cyperus</i>	-	N	H	Anemo	0.00	1.69	0.00
M9	Solanaceae	<i>Solanum</i>	-	N	H	Zoo	37.92	21.74	0.24
M10	Hypericaceae	<i>Vismia</i>	<i>Guianensis</i>	F	T	Zoo	0.24	0.24	0.00
M11	-	-	-	N	H	-	2.66	1.21	14.73
M12	Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i>	-	N	H	Anemo	52.90	5.56	5.80
M13	-	-	-	N	H	-	0.00	0.00	1.93
M14	Lamiaceae	<i>Agastache</i>	-	N	H	Auto	0.24	8.21	0.00
M15	-	-	-	N	H	-	0.00	0.24	0.00
M16	Amaranthaceae	<i>Aristolochia</i>	-	N	L	Anemo	1.45	0.97	0.24
M17	Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i>	-	N	L	Auto	5.07	0.24	0.00
M18	-	-	-	N	H	-	0.00	3.14	0.00
M19	-	-	-	N	H	-	0.00	0.48	0.00
M20	-	-	-	F	T	-	0.00	0.24	0.00
M21	-	-	-	N	H	-	0.00	0.00	4.59

Appendix A: Abundance and classification (according to Table 2) of seedling emerged from the seed bank in three matrix types in 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas southern of Minas Gerais, Brazil.

										(continue)
M22	Asteraceae	<i>Ageratum</i>	-	N	H	Anemo	0.97	28.74	0.00	
M23	Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i>	-	N	L	Auto	0.00	2.42	0.00	
M24	Convolvulaceae	-	-	N	L	Auto	0.48	0.48	0.00	
M25	Malvaceae	-	-	F	S	Zoo	0.00	0.00	0.24	
M26	Lamiaceae	-	-	N	S	Zoo	0.00	0.00	0.24	
M27	Rubiaceae	-	-	N	H	Auto	0.00	4.11	0.00	
M28	Asteraceae	-	-	N	H	Anemo	8.45	0.00	0.00	
M29	-	-	-	N	H	-	0.00	0.00	3.62	
M30	-	-	-	N	H	-	0.00	0.24	0.00	
M31	Malvaceae	<i>Sida</i>	-	N	H	Zoo	0.00	0.48	0.00	
M32	Melastomataceae	<i>Tibouchima</i>	-	F	T	Anemo	1.93	0.72	0.00	
M33	Asteraceae	<i>Ageratum</i>	-	N	H	Anemo	19.08	2.90	0.48	
M33	Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i>	<i>laxiflora</i>	F	S	Zoo	0.00	0.24	0.00	
M34	Amaranthaceae	<i>Altermanthera</i>	-	N	H	Anemo	0.00	2.90	0.00	
M35	Asteraceae	-	-	F	S	Anemo	0.24	0.00	0.00	
M36	-	-	-	N	H	-	0.00	0.24	0.00	
M37	Malvaceae	<i>Sida</i>	-	N	H	Zoo	0.48	4.11	0.00	
M38	Convolvulaceae	-	-	N	L	Auto	1.69	0.24	0.24	
M39	Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Aculeatissimum</i>	N	H	Zoo	0.24	0.00	0.00	
M40	Oxalidaceae	<i>Oxalis</i>	-	N	H	Auto	1.69	0.24	0.00	
M41	-	-	-	N	H	-	9.90	0.24	0.00	
M42	-	-	-	N	H	-	0.24	0.00	0.00	
M43	Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus</i>	-	N	H	Auto	24.40	0.00	0.97	
M44	-	-	-	N	H	-	0.48	0.00	0.00	
M45	Solanaceae	<i>Solanum</i>	-	N	H	Zoo	0.00	0.24	0.00	
M46	-	-	-	N	H	-	5.31	20.77	0.00	

Appendix A: Abundance and classification (according to Table 2) of seedling emerged from the seed bank in three matrix types in 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas southern of Minas Gerais, Brazil.

										(continue)
M47	Cannabaceae	<i>Celtis</i>	-	F	T	Zoo	0.72	0.00	0.00	
M48	Cannabaceae	<i>Celtis</i>	-	F	S	Zoo	0.24	0.72	0.00	
M49	Asteraceae	<i>Emilia</i>	-	N	H	Anemo	2.66	1.21	0.00	
M50	-	-	-	F	L	-	0.24	0.48	0.00	
M51	Rubiaceae	-	-	N	H	Auto	18.36	0.72	0.00	
M52	-	-	-	F	S	-	6.04	1.21	2.42	
M53	Fabaceae	<i>Senna</i>	<i>Macranthera</i>	F	T	Auto	1.21	0.00	0.00	
M54	-	-	-	F	S	-	0.97	0.00	0.00	
M55	Asteraceae	<i>Parthenium</i>	-	N	H	Anemo	0.00	1.21	0.00	
M56	-	-	-	N	H	-	1.93	0.00	0.00	
M57	-	-	-	F	S	-	0.24	0.00	0.00	
M58	Fabaceae	<i>Crotalaria</i>	-	N	H	Auto	0.24	0.00	0.00	
M59	Fabaceae	<i>Calopogonium</i>	-	F	L	Zoo	0.24	0.00	0.00	
M60	Convolvulaceae	<i>Merremia</i>	-	N	L	Auto	0.24	0.48	0.00	
M61	Euphorbiaceae	-	-	N	H	Auto	0.72	0.00	0.00	
M62	Cannabaceae	<i>Trema</i>	<i>Micrantha</i>	F	T	Zoo	10.14	1.93	1.45	
M63	Rubiaceae	-	-	N	H	Auto	18.36	3.38	0.97	
M64	-	-	-	F	L	-	0.24	0.00	0.00	
M65	Asteraceae	<i>Solidago</i>	-	N	H	Anemo	0.00	0.48	0.00	
M66	Asteraceae	-	-	N	H	Anemo	1.21	0.00	0.00	
M67	Lamiaceae	-	-	N	H	Zoo	1.21	0.00	0.00	
M68	-	-	-	N	H	-	0.97	0.00	0.00	
M69	-	-	-	N	H	-	0.00	0.24	0.97	
M70	Fabaceae	-	-	F	T	Auto	0.00	0.97	0.00	
M71	Euphorbiaceae	-	-	F	H	Auto	0.00	0.72	0.00	

Appendix A: Abundance and classification (according to Table 2) of seedling emerged from the seed bank in three matrix types in 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas southern of Minas Gerais, Brazil.

									(conclusion)
M72	Malvaceae	<i>Ceiba</i>	-	F	T	Anemo	0.48	0.00	0.00
M73	Asteraceae	<i>Bidens</i>	-	N	H	Zoo	15.22	0.00	0.00
M74	Asteraceae	<i>Erechtites</i>	-	N	H	Anemo	0.48	0.24	0.00
M75	Urticaceae	<i>Cecropia</i>	-	F	T	Zoo	0.72	0.00	0.97
M76	Cucurbitaceae	<i>Momordica</i>	-	F	L	Zoo	0.72	0.00	0.00
M77	-	-	-	N	H	-	0.24	0.00	0.00
M78	Euphorbiaceae	<i>Croton</i>	<i>Floribundus</i>	F	T	Auto	0.72	0.72	10.14
M79	Solanaceae	<i>Physalis</i>	-	N	L	Anemo	0.00	0.00	0.97
M80	-	-	-	F	S	Zoo	0.24	0.97	0.48
M81	Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i>	-	N	L	Auto	0.24	0.48	0.48
M82	-	-	-	N	H	-	0.72	2.42	4.83
M83	-	-	-	N	H	-	11.59	0.72	9.66
M84	Asteraceae	<i>Vernonia</i>	-	N	S	Anemo	3.62	0.72	9.66
M85	Asteraceae	-	-	N	H	Anemo	8.45	1.93	0.24
M86	-	-	-	N	H	-	0.00	0.48	0.00
M87	Solanaceae	-	-	F	S	Auto	5.31	1.93	2.17
M88	-	-	-	N	H	Anemo	0.24	0.00	0.00
M89	Euphorbiaceae	-	<i>Floribundus</i>	N	H	Auto	0.24	0.00	0.00
M90	Asteraceae	<i>Porophyllum</i>	-	N	H	Anemo	0.48	0.48	0.00
M91	Fabaceae	<i>Acacia</i>	<i>Plumosa</i>	F	T	Anemo	0.24	0.00	0.00
M92	Rosaceae	<i>Rubus</i>	-	F	H	Zoo	0.00	0.48	0.00

Caption: M = morphospecies; (-) = undetermined; N = non facilitators species; F = facilitators species; H= herbaceous life form; S = shrubs life form; T = trees life form; L = lianas; Anemo = anemocoric dispersal syndrome; Auto = autochoric dispersal syndrome; Zoo = zoochoric dispersal syndrome.

Appendix B: Number of contact frugivorous and omnivorous birds sampled by a combination of point counts and linear transect methods. The sampled points and the linear transect were located in the matrix in 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas, southern of Minas Gerais, Brazil.

(continues)

Species	Guild	ABUNDANCE (individual/landscape)		
		Coffee	Sugarcane	Pasture
<i>Aramides saracura</i>	Omnivorous	1.5	0	0
<i>Ardea cocoi</i>	Omnivorous	0	0	1.0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Omnivorous	15.5	10.0	0
<i>Cariama cristata</i>	Omnivorous	12.0	3.0	2.0
<i>Crotophagaani</i>	Omnivorous	0.5	0	6.0
<i>Culicivora caudata</i>	Omnivorous	0	0	2.0
<i>Cyanoloxiabrissonii</i>	Omnivorous	0.5	0	0.0
<i>Dacnis cayana</i>	Omnivorous	1.5	0	0.0
<i>Gnorimopsarchope</i>	Omnivorous	0	0	2.0
<i>Knipolegus nigerrimus</i>	Omnivorous	0.5	0	0.0
<i>Mimussa turninus</i>	Omnivorous	0	0	5.0
<i>Mionectes rufiventris</i>	Omnivorous	2.0	0	0
<i>Passer domesticus</i>	Omnivorous	0.5	0	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	Frugivorous	0.5	0	0
<i>Penelope obscura</i>	Frugivorous	3.0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Omnivorous	13.0	5.0	19.0
<i>Psarocolius decumanus</i>	Frugivorous	0	0	9.0
<i>Rhamphastos toco</i>	Omnivorous	25.0	22.0	13.0
<i>Saltator fuliginosus</i>	Frugivorous	0.5	3.0	0
<i>Tangara cayana</i>	Frugivorous	20.0	1.0	0
<i>Tersina viridis</i>	Omnivorous	1.5	0	0
<i>Thlypopsis sordida</i>	Omnivorous	0	0	1.0
<i>Trogon surrucura</i>	Omnivorous	2.0	0	0
<i>Tyrannus savana</i>	Frugivorous	0	0	1.0
<i>Vireo olivaceus</i>	Omnivorous	0	0	2.0
<i>Zonotrichia campensis</i>	Omnivorous	33.7	91.0	76.0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Frugivorous	10.5	1.0	7.0
<i>Elaenia flavogaster</i>	Omnivorous	13.5	10.0	10.0
<i>Euphonia chlorotica</i>	Frugivorous	6.5	1.0	23.0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Frugivorous	21.5	17.0	32.0
<i>Saltator similis</i>	Frugivorous	5.5	3.0	1.0
<i>Schiffornis virescens</i>	Omnivorous	35.0	5.0	1.0
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Omnivorous	1.0	1.0	4.0
<i>Turdus flavipes</i>	Omnivorous	0	0	1.0

Appendix B: Number of contact frugivorous and omnivorous birds sampled by a combination of point counts and linear transect methods. The sampled points and the linear transect were located in the matrix in 10 landscapes situated within 30 km of the Alfenas, southern of Minas Gerais, Brazil.

(conclusion)

<i>Tangara sayaca</i>	Omnivorous	18.5	3.0	18.0
<i>Turdus rufiventris</i>	Omnivorous	2.5	0	1.0
<i>Turdus leucomelas</i>	Omnivorous	1.5	0	4.0