

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS  
UNIFAL- MG

**MAGDA SILVA CARNEIRO**

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E  
DIVERSIDADE DE ÁRVORES EM GRUPOS FUNCIONAIS REPRODUTIVOS**

ALFENAS – MG  
2013

**MAGDA SILVA CARNEIRO**

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E  
DIVERSIDADE DE ÁRVORES EM GRUPOS FUNCIONAIS REPRODUTIVOS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos  
Co-orientador (a): Prof. Dr. Erica Hasui

ALFENAS – MG  
2013

**MAGDA SILVA CARNEIRO**

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E  
DIVERSIDADE DE ÁRVORES EM GRUPOS FUNCIONAIS REPRODUTIVOS**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais. Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

---

Prof. Dr. Vinicius Xavier da Silva

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

---

Prof. Dr. Douglas Antônio de Carvalho

Instituição: Universidade Federal de Lavras

---

Dedico aos meus pais, MIGUEL E ISABEL, e ao meu irmão, MIGUEL Jr.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à DEUS, por ter guiado o meu caminho e colocar pessoas maravilhosas na minha vida.

Aos meus pais, MIGUEL E ISABEL, e ao meu irmão, MIGUEL JUNIOR, por estarem sempre ao meu lado. Vocês são a melhor família que alguém poderia ter!

Ao meu orientador, FLAVIO RAMOS, pelo aprendizado, apoio e paciência. E também pelo exemplo de profissional e orientação!

Às minhas amigas, Karla Palmieri e Angelita Silva, pela amizade e carinho nos momentos difíceis.

Aos amigos Bianca Maselli, Laura Fornero, Josiane Pires, Portya Cavalcanti, Rafael Madail, Marina Nogueira, Adolfo Luiz, Luiz Rodrigues e Nayara Melo pelos ótimos momentos compartilhados.

Ao Anézio Faria, pelo companheirismo e apoio.

Aos colegas Bruno Ribeiro, André Carvalho, Marcela Alcântara e Gabriela Carnevalli, pela ajuda com o trabalho de campo.

Aos colegas Marco Túlio Pacheco, Mariana Raniero e Davi Ferri, pelo auxílio com as análises estatísticas.

Ao Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG), especialmente aos professores Érica Hasui, Vinicius Xavier e Rogério Grassetto, por todo conhecimento adquirido nesses anos juntos.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental, assim como a Universidade Federal de Alfenas pela grande oportunidade.

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa concedida.

À banca avaliadora pelas valiosas considerações.

Por fim, a todos que fizeram parte desta conquista, meu sincero MUITO OBRIGADA!

“Se fui capaz de ver mais longe, é porque me apoiei em ombros de gigantes.”

(Isaac Newton)

## RESUMO

Estudos recentes tem documentado diminuição na riqueza e abundância de espécies arbóreas em determinados grupos funcionais. Estes estudos investigaram a influência dos efeitos de borda e algumas métricas dos fragmentos sobre alguns grupos funcionais. No entanto, não há estudos na literatura que avaliaram como a estrutura da paisagem afeta diretamente diferentes grupos funcionais reprodutivos, que é o objetivo deste estudo. Este estudo foi realizado em oito paisagens (buffer de 1000 m de raio) ao redor de fragmentos florestais. Para cada paisagem nós calculamos a área do fragmento, conectividade, o percentual de cobertura florestal e percentagens de matrizes de pasto, café e cana de açúcar. Todas as espécies (195) e indivíduos (2031) com DAP  $\geq 3$  cm amostrados nos fragmentos foram classificados em grupos funcionais reprodutivos (GFRs), dentro dos 8 agrupamentos funcionais. A influência dos parâmetros estruturais da paisagem sobre a diversidade de agrupamentos funcionais e sobre a riqueza de espécies e indivíduos nos GFRs foi verificada por Modelos Lineares Generalizados. A qualidade destes modelos foi avaliada através de valores de Akaike corrigidos. A diversidade de agrupamentos funcionais e a riqueza de indivíduos nos GFRs foram negativamente influenciadas pela porcentagem de matriz de pasto e cana matriz e positivamente pela área do fragmento, conectividade e porcentagem de matriz de café. Para a manutenção de todos os grupos funcionais reprodutivos originais em paisagens fragmentadas a combinação destes parâmetros da paisagem deve ser considerada na conservação e nas política de gestão.

**Palavras-chave:** Fragmentos florestais, conectividade, grupos funcionais, influência da matriz, tamanho do fragmento.

## ABSTRACT

Recent studies have documented decreased richness and abundance of tree species from particular functional groups. These studies investigated the influence of edge effects and some within-patches aspects. However, there are no studies in literature that evaluated how landscape structure affects directly different reproductive functional groups, which is the aim of this study. This study was carried out in 8 landscapes (1000m buffer radius) centered in a forest fragment. For each landscape we calculate the area, connectivity, percent of forest cover and percentages of coffee, pasture and sugarcane matrices. All species (195) and individuals (2031) with DBH  $\geq 3$  cm sampled in fragments were classified in reproductive functional groups (RFGs), within functional associations. The influence of landscape structural parameters on diversity of functional association was verified by Generalized Linear Models. These models quality was assessed by Akaike corrected values. Functional associations and RFGs were negative influenced by percentage of pasture and sugarcane matrix and positive influenced by fragment area, connectivity and percentage of coffee matrix. For maintenance of all reproductive functional groups in fragmented landscapes the combination of these landscape parameters should be considered in conservation and management policy.

**Keywords:** Cconnectivity, forest fragments, fragment size, functional groups, matrix influence.



## SUMÁRIO

<b>Introdução geral .....</b>	<b>10</b>
<b>Fragmentação.....</b>	<b>10</b>
<b>Parâmetros estruturais que influenciam o processo de fragmentação.</b>	<b>11</b>
Área do fragmento.....	12
Grau de isolamento.....	13
Tipo de matriz.....	14
<b>Efeitos da fragmentação.....</b>	<b>15</b>
Efeitos sobre assembléias de plantas .....	16
Efeitos sobre a polinização das flores e biologia floral .....	17
Efeitos sobre a dispersão de sementes e biologia do fruto.....	20
Efeitos sobre o sistema reprodutivo e sexual de espécies vegetais.....	23
<b>Diversidade funcional.....</b>	<b>26</b>
Efeito da estrutura da paisagem sobre grupos funcionais reprodutivos de plantas.....	28
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>30</b>
<b>Artigo.....</b>	<b>43</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>45</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>46</b>
<b>Methods.....</b>	<b>48</b>
Study area.....	48
Species and individuals sampling .....	48
Landscape structural parameters.....	49
Statistical analysis.....	49
<b>Results.....</b>	<b>50</b>
<b>Discussion.....</b>	<b>50</b>
<b>Acknowledgements.....</b>	<b>53</b>
<b>References.....</b>	<b>53</b>
<b>Anexo.....</b>	<b>70</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

### 1 FRAGMENTAÇÃO

A fragmentação do habitat é frequentemente definida como o processo através do qual uma grande área é transformada em pequenas manchas, com área total menor, isoladas por uma matriz diferente do habitat original (FAHRIG, 2003). Aproximadamente  $2,3 \times 10^6$  ha da cobertura global de florestas é alterada anualmente pela fragmentação (MAYAUX *et al.*, 2005), que pode ser causada pelo avanço da fronteira agrícola, a exploração de madeira, a abertura de estradas e os incêndios florestais (NEPSTAD *et al.*, 2002).

Os estudos sobre fragmentação começaram após a formulação da teoria de MacArthur e Wilson sobre biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967). Segundo essa teoria o número de espécies em uma ilha é o balanço entre imigração e extinção. A taxa de imigração é determinada pelo grau de isolamento da ilha, ou seja, ilhas mais isoladas tem menores taxas de imigração. A taxa de extinção está diretamente ligada ao tamanho da ilha, sendo que ilhas maiores tem maior riqueza de espécies do que ilhas menores, e desta forma são menos vulneráveis à extinção (MACARTHUR; WILSON, 1967). O modelo da biogeografia de ilhas começou a ser aplicado a paisagens fragmentadas com o objetivo de tentar preservar as espécies nesses habitats, cuja maioria estava ameaçada de extinção.

Até 1980 a maioria dos trabalhos se focava na teoria de MacArthur e Wilson, mas com o aparecimento dos estudos de genética em fragmentos, a ênfase dos estudos passou a ser o conjunto de relações entre a diversidade de habitats e a dinâmica de colonização e extinção das populações de plantas e animais numa escala mais ampla. No Brasil, os primeiros estudos sobre fragmentação ocorreram na década de 1980 na Amazônia, através do Projeto do Tamanho Mínimo Crítico de Ecossistemas, hoje chamado Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Estes estudos procuraram investigar e tentar compreender os fatores que desencadeiam a perda de espécies em fragmentos florestais após o isolamento, com o objetivo

de definir o tamanho mínimo de fragmentos que mantenha a comunidade animal e vegetal dos fragmentos perto da sua diversidade característica (LOVEJOY *et al.*, 1993). Esse projeto também coletou dados quantitativos e qualitativos de espécies vegetais e animais antes e depois da fragmentação (DEBINSKI; HOLT, 2000).

Os estudos já realizados permitem concluir que a fragmentação de florestas é uma das maiores ameaças à biodiversidade. É relativamente bem conhecido que este processo tem múltiplos efeitos negativos sobre os ecossistemas, podendo alterar a diversidade, a composição das comunidades e mudar os processos ecológicos. Por este motivo, nos últimos anos os estudos com fragmentação tem se focado nas consequências da fragmentação florestal sobre a conservação da biodiversidade. A justificativa para este crescente interesse é a constatação de que a maior parte da biodiversidade se encontra hoje localizada em pequenos fragmentos florestais, pouco estudados e historicamente marginalizados pelas iniciativas conservacionistas. Se atendidas as previsões mais otimistas, os parques e reservas poderão responder pela manutenção de apenas 10% da cobertura natural dos ecossistemas tropicais (GRADWOHL; GREENBERG, 1991).

Essa introdução irá tratar de dois assuntos principais relacionados ao processo fragmentação, primeiro sobre as características dos fragmentos (área e grau de isolamento) e da paisagem (tipo de matriz) que afetam esse processo, e segundo sobre os efeitos da fragmentação sobre aspectos relacionados a reprodução das plantas, como polinização, biologia da flor e do fruto, dispersão e sistemas sexuais e reprodutivos.

## **1.2 PARÂMETROS ESTRUTURAIS QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE FRAGMENTAÇÃO**

Os efeitos da fragmentação não são homogêneos para todas as espécies, a intensidade desses efeitos sobre as populações dependem da biologia das espécies e principalmente das características dos fragmentos, como área, e da paisagem em que estes fragmentos estão inseridos, como grau de isolamento e tipo de matriz (VIANA; TABANEZ;1996).

### 1.2.1 ÁREA DO FRAGMENTO

Os efeitos de área são aqueles relacionados à diminuição do tamanho do habitat, e a magnitude destes efeitos tende a ser inversamente proporcional ao tamanho do fragmento, ou seja, eles são mais intensos em fragmentos menores. Em geral, pequenos fragmentos possuem menor riqueza de espécies, isso porque esses ambientes podem não possuir habitats suficientes para a persistência das populações de determinadas espécies. Como no caso dos pássaros da família *Thamnophilidae* que são seguidores obrigatórios de formigas de correição. Cada colônia de formigas forrageia numa área de até 30 hectares e a área de vida dos pássaros precisa incluir a área de duas ou três colônias, já que cada colônia fica inativa por vários dias no mês (HARPER, 1989). Dada a área requerida por cada colônia e o número de colônias necessário para sustentá-los, os pássaros seguidores de formigas de correição simplesmente não conseguem permanecer em fragmentos muito pequenos (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995). A diminuição da área também leva a uma perda da diversidade de habitats, que é particularmente importante nas regiões tropicais onde muitas espécies precisam de recursos alimentares e/ou microhabitats especializados (BROWN; HUTCHINGS, 1997).

Outro problema dos fragmentos pequenos é o tamanho das populações, fragmentos pequenos geralmente abrigam populações pequenas que quase sempre estão isoladas. Populações pequenas e isoladas estão mais susceptíveis aos efeitos da aleatoriedade demográfica e ambiental, além da maior probabilidade de sofrerem deriva genética e a depressão endogâmica, que podem levar a perda de variabilidade genética e perda da flexibilidade para respostas evolutivas (GILPIN; SOULÉ, 1986). Essas populações também tem reduções em suas taxas de crescimento e reprodução. Como foi observado com a herbácea *Heliconia acuminata* (Heliconiaceae) que em florestas fragmentadas tem menor taxa de crescimento populacional em função de reduções nas taxas reprodutiva, de crescimento e sobrevivência (BRUNA; OLI, 2005). Por outro lado, embora não mantenham todas as espécies de uma região, fragmentos menores podem servir como pontos de parada ou alimentação para várias espécies da fauna, representar a heterogeneidade espacial original da região e desempenhar papel fundamental na conexão entre

fragmentos maiores e áreas contínuas, contribuindo para o fluxo de genes entre populações.

### **1.2.2 GRAU DE ISOLAMENTO**

Os efeitos do isolamento são aqueles relacionados à distância de um fragmento ao outro. Essa distância pode comprometer o deslocamento de animais e propágulos vegetais. Segundo a Teoria de Biogeografia de Ilhas, a distância de uma ilha até o continente influencia diretamente a taxa de colonização da ilha (MACARTHUR; WILSON, 1967). As ilhas mais próximas ao continente recebem mais imigrantes e assim tem mais espécies do que ilhas de tamanho similar, porém distantes do continente. Da mesma forma, nas áreas continentais, fragmentos próximos a outras áreas de floresta têm maior chance de receber imigrantes do que fragmentos muito isolados. De forma geral, quanto mais isolado o fragmento, menores as chances de migração e fluxo gênico (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009).

Entretanto, o grau de isolamento dos fragmentos não é apenas afetado pela distância entre os mesmos, mas também pela permeabilidade da matriz. Em vista disso, até mesmo pequenas faixas desmatadas podem atuar como barreiras para o deslocamento de várias espécies, incluindo espécies de pássaros de sub-bosque (LAURANCE *et al.*, 2004), de mamíferos arborícolas (GILBERT; SETZ, 2001), de besouros escarabeídeos (KLEIN, 1989) e de abelhas Euglossini (POWELL; POWELL, 1987). Ao contrário dos efeitos de área, uma maior conectividade pode ser obtida de formas simples, como pela criação de habitats mais semelhantes ao original no entorno dos fragmentos e pela criação de corredores ecológicos. Corredores ecológicos são, muitas vezes, a única alternativa para a conservação de plantas cujos polinizadores e dispersores de sementes não atravessam matrizes abertas. A criação de zonas-tampão também é uma alternativa que pode melhorar a qualidade do entorno, sendo sua eficiência diretamente proporcional à similaridade, em composição e estrutura, relativa à vegetação dos fragmentos. Nesse sentido, até mesmo árvores isoladas podem contribuir para o fluxo de indivíduos e genes entre os fragmentos.

### 1.2.3 TIPO DE MATRIZ

O termo “matriz” se refere aos habitat modificados pelo homem, tais como pastagens, culturas, plantações ou florestas em regeneração, que circundam os fragmentos de floresta (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009). Cada tipo de matriz possui características ambientais e estruturais particulares, que dependendo do tipo e da intensidade do uso do solo irão influenciar de maneira diferente a dinâmica dos fragmentos remanescentes (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009). Alguns estudos mostram que fertilizantes, herbicidas, nitratos e sulfatos utilizados nas plantações podem penetrar as florestas (HESTER; HOBBS,1992), levando ao desaparecimento de insetos modificando a cadeia alimentar e a polinização, à alteração do fluxo de energia devido a entrada excessiva de alguns elementos como nitrogênio e fósforo, e mudanças na composição e distribuição das espécies.

As diferenças estruturais entre um fragmento e o habitat adjacente (geralmente menos complexo e com menor biomassa) podem provocar diferenças no microclima. Cria-se um gradiente climático e energético entre os dois ambientes que irá determinar a intensidade do efeito de borda abiótico, ou seja, as mudanças microclimáticas que ocorrem na borda dos fragmentos, como aumento da temperatura, da incidência solar e a diminuição da umidade do ar e do solo (MURCIA,1995). A área desmatada em torno dos fragmentos também causa um aumento na velocidade dos ventos e, em virtude disto muitas árvores da borda da floresta acabam sendo derrubadas (FERREIRA; LAURANCE, 1997). Estudos realizados na Amazônia Central demonstraram que fragmentos circundados por florestas em regeneração tem um microclima menos árido (DIDHAM; LAWTON,1999) e uma menor taxa de mortalidade de árvores do que fragmentos circundados por pastagem (MESQUITA *et al.*, 1999).

As matrizes também tem grande influência sobre a conectividade dos fragmentos, ou seja, sobre o grau em que a população de um fragmento está ligada genética e demograficamente a outras populações. A persistência de populações em paisagens fragmentadas é criticamente dependente da manutenção da conectividade, que por sua vez impede o isolamento das populações. Um maior grau de ligação entre populações existentes nos

remanescentes de floresta permite que uma dada população em declínio receba imigrantes de outras populações e assim não seja extinta. Fragmentos florestais circundados por um habitat matriz muito diferente da vegetação florestal e isolados de outras florestas impedem o fluxo de indivíduos entre os fragmentos, podendo com o tempo diminuir a variabilidade genética dessas populações e levá-las à extinção (TERBORGH *et al.*, 1997).

### **1.3 EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO**

A fragmentação introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais, afetando os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade das diferentes espécies, e a estrutura e a dinâmica dos ecossistemas. Para as plantas, estudos tem demonstrado que a fragmentação gera comunidades empobrecidas, biosimplificadas e com pouca representatividade de espécies raras e/ou ameaçadas (OLIVEIRA *et al.*, 2004). Essas diversas modificações na composição e dinâmica da flora e da fauna advindas da fragmentação podem influenciar também as interações bióticas, afetando funções ecológicas como predação, parasitismo, herbivoria, polinização e dispersão de sementes (CUNNINGHAM, 2000).

Funções ecológicas como polinização e dispersão são críticas para a manutenção da integridade das comunidades onde ocorrem, além de muito importantes para a produção de certos serviços à humanidade. A polinização por agentes bióticos, tanto de plantas nativas como em sistemas agroflorestais e de agricultura intensiva, é essencial para a produção de alimentos (DE MARCO JR.; COELHO,2004). Já a dispersão de sementes é um processo demográfico chave na vida das plantas, este processo representa a ligação entre a última fase reprodutiva da planta com a primeira fase do recrutamento da população. Sem a dispersão, a progênie está geralmente fadada à extinção e a regeneração em novos locais se torna impossível (MORELATTO; LEITÃO-FILHO,1992).

### 1.3.1 EFEITOS SOBRE ASSEMBLÉIAS DE PLANTAS

A fragmentação conduz à perda de espécies vegetais (FAHRIG,2003), seja diretamente através da perda de área, ou indiretamente através de mudanças no microclima e nas relações mutualísticas que levam a um aumento na mortalidade. Devido às mudanças repentinas e abruptas na temperatura do ar e na umidade, algumas espécies de árvores perdem suas folhas e morrem em pé (KAPOS *et al.*, 1997). A área desmatada em torno dos fragmentos também faz com que haja um aumento na velocidade dos ventos e muitas árvores acabam sendo derrubadas (FERREIRA; LAURANCE,1997). Além disso, a diminuição no número de indivíduos favorece a perda de variabilidade genética nas populações. Em populações pequenas pode ocorrer, em curto prazo, deriva genética e a mais longo prazo, um aumento da endogamia, decorrente da maior probabilidade de autofecundação e acasalamento entre indivíduos aparentados (KAGEYAMA; GANDARA, 1998). Isso pode levar à perda de potencial reprodutivo, problemas na reprodução e aumento das chances de extinção.

Em ambientes fragmentados pode haver também uma mudança na composição de espécies, algumas espécies podem, inclusive, ser favorecidas por este processo. Espécies favorecidas pela fragmentação florestal incluem geralmente espécies que antes estavam restritas a áreas de florestas naturalmente perturbadas, por exemplo, espécies especialistas de clareiras formadas pela queda natural de árvores (WIRTH *et al.*, 2008). Já as espécies sensíveis aos efeitos da fragmentação incluem especialmente aquelas que não toleram as condições nos habitats que circundam os fragmentos (GASCON *et al.*, 1999), ou seja, são adaptadas aos interiores úmidos e sombreadas das florestas. Normalmente essas espécies são extintas logo após a fragmentação, ou se encontram restritas aos interiores dos fragmentos. A fragmentação também favorece ainda a invasão por espécies exóticas, como *Pittosporum undulatum*, *Archontophoenix cunninghamiie* *Leucaena leucocephala*, e cipós. Essas espécies competem com as árvores por luz, água e nutrientes, afetando não só o desenvolvimento das árvores como também a produção de frutos. Além disso, os cipós provocam a quebra de galhos e a queda de árvores, o que



facilita o acesso de herbívoros e aumenta a suscetibilidade das árvores às doenças, potencializando os efeitos do vento e do fogo.

O processo de fragmentação também leva a uma mudança na estrutura física da vegetação. As plantas apresentam-se com menor altura total, menor sobreposições de copas, menor diâmetro médio e maior espaçamento entre os indivíduos. Por exemplo, Bruna e Kress (2002) observaram que populações de *Heliconia acuminata* em fragmentos florestais têm uma tendência a ter uma maior frequência das menores classes de tamanho que aquelas em florestas contínuas. Os indivíduos também possuem menos galhos e folhas em resposta ao estresse por água e temperatura (BRUNA *et al.*, 2002).

### **1.3.2 EFEITOS SOBRE A POLINIZAÇÃO DAS FLORES E BIOLOGIA FLORAL**

A polinização é o processo de transferência de grãos de pólen das anteras para o estigma. As relações entre planta-polinizador são importantes na estruturação das comunidades, podendo influenciar a distribuição espacial das plantas, a riqueza, a abundância de espécies, a estrutura trófica e a fenodinâmica (MORELLATO,1991), bem como a diversidade genética com a promoção do fluxo de genes (NASON *et al.*, 1997). A polinização não é importante somente para a reprodução das plantas, mas também, para a produção de alimentos. Estima-se que 35% do volume de produção agrícola mundial dependem de culturas polinizadas por animais, em geral as abelhas. O maracujá, por exemplo, depende integralmente da polinização para a produção de frutos.

Nas florestas tropicais, a maioria das espécies arbóreas é polinizada por animais (ROUBIK; DEGEN, 2004), através de uma grande variedade de sistemas de polinização, associados à diversidade morfológica das flores (ENDRESS,1994). Das 250.000 espécies de Angiospermas modernas estimadas, aproximadamente 90% são polinizadas por animais, principalmente insetos (KEARNS *et al.*, 1998), entre os quais, destacam-se as abelhas como o principal táxon de polinizadores (DELAPLANE; MAYER,2000). Abelhas são visitantes obrigatórias de flores, dependendo quase que exclusivamente delas para obterem seus recursos alimentares. Os principais fatores ambientais a

que as abelhas respondem e que acabam por definir sua ocorrência, abundância e distribuição são: diversidade de espécies de plantas e de fragrâncias, disponibilidade de fontes de néctar, variações das condições climáticas e modificações ambientais. Algumas abelhas são extremamente sensíveis a perturbações de intensidades médias e altas (BROWN, 1991). Enquanto alguns trabalhos têm mostrado que machos das abelhas Euglossini são capazes de transpor fragmentos florestais separados por distâncias superiores a 1500 m (TONHASCA *et al.*, 2003), outros têm revelado que áreas desmatadas podem constituir barreiras para o deslocamento de determinadas espécies (PERUQUETTI *et al.*, 1999). O movimento de polinizadores é importante para a polinização das plantas de um ecossistema e, se esses polinizadores não forem capazes de cruzar as barreiras resultantes de atividades humanas, as espécies vegetais podem não ser visitadas e polinizadas, vindo a sofrer um declínio no fluxo gênico e redução de suas populações (BHATTACHARYA *et al.*, 2003).

O alcance de vôo determina a distância do fluxo de pólen, o que pode ser fator limitante ao sucesso reprodutivo de espécies arbóreas em áreas fragmentadas. Caso a mobilidade dos vetores de polinização não possa garantir adequadamente o fluxo de pólen entre os indivíduos remanescentes, devido ao isolamento dos fragmentos, a falta de conectividade e as matrizes inóspitas, o número de árvores doadoras de pólen será reduzido (ROUBIK; DEGEN, 2004), assim como a quantidade provável de pólen compatível depositado nos estigmas das flores (QUESADA; STONER, 2003), o que pode levar à redução na frutificação e produção de sementes (HARRIS; JOHNSON, 2004). Esses processos podem ainda conduzir a um declínio indireto no número de visitantes florais e polinizadores (LAURANCE *et al.*, 2003), mudanças na composição das espécies, e aumento da taxa de autofecundação. Um estudo na Costa Rica revelou que a fragmentação reduziu o número de doadores de pólen e aumentou as taxas de autofecundação nas plantas isoladas, afetando a regeneração de duas leguminosas – *Samanea saman* e *Pachira quinata* (FUCHS *et al.*, 2003). Apesar de a autocompatibilidade garantir a produção de sementes e dessa forma o sucesso reprodutivo (RICKLEFS; MILLER, 2000), a autofecundação produz sementes

com baixa qualidade, o que influencia de forma direta o recrutamento (BURD,1994).

O processo de fragmentação prejudica não somente o transporte de pólen entre as flores, pode também prejudicar o processo de polinização em si facilitando a entrada de espécies exóticas nos remanescentes de floresta. A invasão de plantas exóticas da vegetação do entorno do fragmento, como o capim braquiaria das pastagens, altera a composição florística local. Introduzidas em um ambiente novo, onde não existem predadores naturais que controlem o crescimento de suas populações, essas espécies exóticas se tornam extremamente agressivas e podem levar ao desaparecimento de espécies nativas. A perda de espécies nativas afeta o uso de recursos de alimentação e nidificação em espécies de polinizadores mais especialistas que não conseguem se utilizar das plantas introduzidas (KEARNS; INOUE, 1997). Menezes *et al.* (2007) mostrou diminuição na população de polinizadores, especialmente das abelhas do gênero *Melipona*, devido à redução das populações de plantas utilizadas como fonte de alimento e nidificação por estas espécies. Por outro lado, a fragmentação beneficia plantas que são polinizadas por *Apis mellifera*, que possui dieta de plantas de diversos grupos botânicos, sendo altamente generalista (MINUSSI; ALVES DOS SANTOS, 2007). O que acaba gerando mais dois grandes problemas. Primeiro, a competição entre *A. mellifera* e abelhas nativas é prejudicial para os ecossistemas pelo fato desta espécie diminuir a oferta de alimento para os polinizadores locais e isso prejudicar a estabilidade de suas populações (MENEZES *et al.*, 2007). Segundo, polinizadores generalistas podem ser ineficientes na transferência de pólen, ou seja, a polinização é de baixa qualidade. Como no estudo de Aguilar *et al.* (2004), onde as flores de *Cestrum parqui* apresentaram um montante similar de pólen removido das anteras em diferentes fragmentos, mas diferem na carga de pólen nos estigmas, indicando que uma alta proporção de perda de pólen devido à ineficiência de transferência de pólen mediada por polinizadores generalistas.

A estrutura floral também é um fator limitante no sucesso reprodutivo das espécies, visto que condiciona os polinizadores legítimos a serem compatíveis com o tamanho e disposição dos elementos forais. A coloração, o horário de abertura, os recursos ofertados (quantidade e qualidade), a

morfologia foral e os sistemas sexuais são parâmetros que resultam nas síndromes de polinização, um conjunto de características que deve funcionar em perfeita harmonia e sincronismo para se alcançar o sucesso reprodutivo (PROCTOR *et al.*, 1996). A morfologia floral pode excluir alguns visitantes e atrair polinizadores potenciais, seja pela relação interdependente entre o tamanho das flores e o dos polinizadores ou pela ocorrência de diferentes tipos de recompensas florais (MACHADO; LOPES, 2002). O aumento da competição e herbívora, assim como as mudanças no microclima geradas pela fragmentação podem causar danos as flores, diminuir a oferta de recursos e alterar o período de antese e dessa forma, impedir o reconhecimento das flores pelos seus polinizadores, afetando o sucesso reprodutivo destas. As interações planta-polinizador estão associadas à grande diversidade de flores tropicais e à biodiversidade tropical como um todo (BAWA,1990;ENDRESS,1994) e são muito sensíveis. Mudanças ou ruptura de um elo nesta complexa cadeia pode afetar a reprodução de uma determinada espécie, com reflexos negativos na manutenção da estrutura das populações da floresta.

### **1.3.3 EFEITOS SOBRE A DISPERSÃO DE SEMENTES E BIOLOGIA DO FRUTO**

A dispersão de sementes é o processo pelo qual sementes são removidas das imediações da planta-mãe para distâncias “seguras”, isto porque nas redondezas da planta-mãe há uma intensa predação por insetos e mamíferos, e alta competição por recursos (FONSECA; ANTUNES, 2007). A dispersão é um processo-chave dentro do ciclo de vida da maioria das plantas (HOWE; MIRITI, 2004), pois influencia diretamente a estrutura e dinâmica das comunidades vegetais (WUNDERLE-JR, 1997) determinando a chegada de diásporos e seu posterior estabelecimento. Além de ter, juntamente com a polinização, um grande potencial para influenciar os padrões de fluxo gênico e a estrutura genética intra e interpopulacional. Novas sementes recrutadas em uma população não representam somente novos indivíduos, mas também genótipos distintos. De acordo com Ricklefs (1996), o tipo e espécie de dispersor dependem do tamanho, da estrutura e da cor do fruto e sua posição na árvore. Diante disso, a disseminação de sementes pode ser classificada em

três tipos principais: (a) anemocoria, quando as sementes são dispersas pelo vento, neste caso, os frutos apresentam alas (RAVEN *et al.*, 2001); (b) autocoria, quando a dispersão de sementes é feita pela própria planta, os frutos quando maduros arrebentam-se e as sementes são lançadas à distância das respectivas matrizes (PIJL,1982); e zoocoria, quando a dispersão do fruto é realizada por animais (RAVEN *et al.*, 2001).

Nos trópicos é muito comum a dispersão intermediada por animais (PIJL, 1982). Estima-se que nas florestas tropicais entre 50%-90% de todas as árvores são dispersas por animais (zoocoria), enquanto cerca de 20%-50% das espécies de aves e mamíferos consomem frutos ao menos durante parte do ano (FLEMING,1987). Na Mata Atlântica, cerca de 87% de todas as árvores produzem frutos carnosos (CAMPASSI,2002), e as estruturas genética e demográfica dessas populações de árvores zoocóricas estão intimamente relacionadas à dispersão de suas sementes (HAMRICK; GODT, 1997). Entretanto, essa dependência estreita entre planta e dispersor pode tornar crítico o equilíbrio do sistema, uma vez que a remoção de um ou outro pode afetar de modo irreversível as populações (TERBORGH,1986). O isolamento das populações de animais, devido ao processo de fragmentação pode, por exemplo, levar à extinção ecológica e biológica de espécies vegetais que dependem destes animais para se dispersarem ou mesmo para controlar suas populações (DIRZO; DOMINGUES,1986). Os animais dispersores podem não ser capazes de atravessar o habitat matriz para a realização da dispersão. A proximidade entre os fragmentos remanescentes, assim como os elementos de conexão e a matriz, irão determinar o grau de conectividade estrutural da paisagem (METZGER; DÉCAMPS,1997) e conseqüentemente, a capacidade de dispersão de propágulos entre os fragmentos.

Já foi comprovado que o isolamento dos fragmentos assim como o habitat matriz podem limitar o potencial de aves frugívoras para dispersão de sementes, representando assim uma barreira para a regeneração da mata (PIZO; VIEIRA,2004). As aves do interior se sentem ameaçadas pela predação e não conseguem atravessar esses ambientes inóspitos, com isso as árvores também são afetadas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). O resultado é que os fragmentos isolados e circundados por essas matrizes tendem a receber (de outras áreas) e dispersar menos sementes como consequência das ameaças

que os animais dispersores sofrem (JORDANO *et al.*, 2006). Quanto mais isolado o fragmento e mais inóspita for a matriz, maiores as ameaças aos animais dispersores, menores as taxas de dispersão e maiores as chances destas populações se tornarem localmente extintas. As espécies florestais que conseguem se deslocar na matriz são mais efetivas na dispersão entre florestas, o que faz com que tanto as suas populações quanto as populações de árvores que são dispersas por essas espécies sejam reforçadas por contribuições demográficas e genéticas de imigrantes. Em alguns casos espécies que são capazes de forragear nesses ambientes, podem até se tornar mais abundantes nos fragmentos que em floresta não fragmentadas caso a matriz tenha uma grande oferta de recursos alimentares (KALKO,1998).

Entretanto, a diminuição da taxa de dispersão não é o único problema gerado pela substituição das florestas por habitat agrícolas, pode haver ainda uma queda na qualidade da dispersão (quando não há o máximo de recrutamento a partir das sementes produzidas em uma dada estação reprodutiva), devido à substituição dos dispersores especialistas por dispersores generalistas. Dispersores especialistas são mais susceptíveis à fragmentação devido à dieta mais restritiva (RABELLO *et al.*, 2010) e os generalistas são mais adaptados aos ambientes abertos e característicos das matrizes. Essa substituição pode afetar a qualidade da dispersão das sementes (KIRIBA *et al.*, 2008), pois esses novos dispersores podem não ser adaptados para a dispersão das espécies vegetais presentes no fragmento. Dentre as espécies vegetais mais propícias a serem afetadas por esse processo estão aquelas dispersas somente por grandes animais, como a anta e grandes primatas (PERES; VAN ROOSMALEN, 2002) ou roedores estocadores, como as cutias. Diversas espécies de palmeiras, sapotáceas, leguminosas e várias outras famílias possuem frutos demasiadamente grandes para serem consumidos por pequenas aves ou mesmo mamíferos de pequeno e médio porte e dependem de grandes dispersores, que são os mais ameaçados devido à caça, à necessidade de grandes áreas de vida, pequeno número de filhotes, entre outros. Logo, fragmentos de floresta, principalmente aqueles muito isolados e irregulares, sem conectividade, e circundados por matrizes muito inóspitas, possuem, normalmente, menor riqueza e abundância de plântulas de espécies zoocóricas, comprometendo assim o recrutamento nas populações

destas espécies (CORDEIRO; HOWE, 2003). Como resultado observa-se na flora de alguns fragmentos o predomínio de espécies com dispersão abiótica (autocoria e anemocoria) em detrimento de espécies zoocóricas (TABARELLI *et al.*, 1999).

#### **1.3.4 EFEITOS SOBRE O SISTEMA REPRODUTIVO E SEXUAL DE ESPÉCIES VEGETAIS**

O sistema de reprodução, ou seja, a forma como uma espécie deixa seus descendentes, juntamente com os mecanismos de dispersão de pólen e sementes, tem papel central na determinação da estrutura genética de populações e é o elo de ligação entre as gerações (HAMRICK; LOVELLESS, 1986). Diversos estudos tem relatado alterações nos sistemas de reprodução após a exploração florestal como, por exemplo, o aumento da taxa de autofecundação (OBAYASHI *et al.*, 2002), a perda de alelos, redução na heterozigosidade (SEBBENN *et al.*, 2001), aumento da divergência genética entre populações por deriva genética (YOUNG; BOYLE, 2000) e ruptura no fluxo de genes via pólen e sementes entre populações (HAMILTON, 1999).

A reprodução pode ocorrer de diversas maneiras e vai da apomixia (produção de frutos sem fecundação) à alogamia obrigatória (JAIMES; RAMÍREZ 1999). Em seu estudo sobre o sistema reprodutivo de espécies arbóreas em florestas tropicais na Costa Rica, Bawa (1974) demonstrou que cerca de 76% das espécies apresentavam fecundação cruzada (alogamia) e são auto-incompatíveis. A auto-incompatibilidade é a incapacidade de uma planta fértil formar sementes quando fertilizada por seu próprio pólen, é considerada como um dos fatores mais importantes para o sucesso evolutivo das fanerógamas (BREWBAKER, 1957). Alguns aspectos parecem ter favorecido a manutenção da auto-incompatibilidade em árvores, como o longo ciclo de vida, que aumenta a probabilidade de cruzamentos múltiplos (ASHTON, 1969) e os ambientes tropicais, onde as interações bióticas são intensas e a recombinação genética torna-se especialmente importante (JAIMES; RAMÍREZ, 1999).

Apesar de ser menos comum, algumas espécies arbóreas também podem ser autocompatíveis. A autocompatibilidade pode ser vantajosa por manter um genótipo parental com alta adaptação local, além de aumentar as chances de sucesso na polinização quando a densidade populacional é muito baixa (JAIMES; RAMÍREZ, 1999). Além disso, este sistema de reprodução diminui os custos da planta com a reprodução, pois requer uma menor produção de flores em relação à auto-incompatibilidade (RICHARDS, 1996). A autocompatibilidade é predominante em espécies herbáceas e/ou anuais, ou relacionadas a estágios sucessionais iniciais, isolamento biológico, fauna de polinizadores depauperada ou ineficiente (JAIMES; RAMÍREZ, 1999). No entanto, este sistema reprodutivo pode resultar em um excesso de homozigose (RICHARDS, 1986), podendo levar ao aparecimento de genes letais na população e a perda de vigor (VENCOVSKY; BARRIGA, 1992). Por esse motivo, existem muitas barreiras para a auto-fecundação já que a maioria das espécies arbóreas, assim como a maioria das Angiospermas são hermafroditas (RICHARDS, 1986), ou seja, possuem estruturas de reprodução feminina e masculina na mesma flor. A separação espacial (hercogamia) ou temporal (dicogamia) dos órgãos masculinos e femininos da flor ou inflorescência (CASTRO; OLIVEIRA, 2001) são exemplos dessas barreiras. Em adição espécies arbóreas podem também apresentar dioicéia como estratégia promotora de polinização cruzada.

A dioicéia é um sistema sexual amplamente distribuído (RENNER; RICKLEFS, 1995). Esse sistema sexual envolve a separação completa das funções sexuais das plantas em indivíduos produtores de gametófitos exclusivamente masculinos ou femininos. A dioicéia tem sido interpretada como um mecanismo para aumentar a variabilidade genética e reduzir a depressão endogâmica na população (THOMSON; BARRET, 1981), porém devido ao menor número de possíveis intercruzantes na população, espécies dióicas são consideradas menos eficientes na formação de frutos do que espécies hermafroditas (OLIVEIRA; GIBBS, 2000). A razão sexual em plantas dióicas, em teoria, deveria ser próxima a 1:1, mas diferenças significativas em favor de indivíduos estaminados, são frequentemente observadas em táxons dióicos tropicais (BAWA; OPLER, 1975). Isso se deve a estocasticidade demográfica (mortalidade diferencial entre indivíduos masculinos e femininos) que é



especialmente importante em populações pequenas e fragmentadas (BRITO, 2009). Além de hermafroditas e dióicas, as árvores ainda podem apresentar sistema sexual do tipo monoícia. Nesse sistema as flores são unissexuais, mas o mesmo indivíduo apresenta tanto flores femininas quanto masculinas. Assim como o hermafroditismo, a monoícia não é capaz de evitar a autopolinização devido à alta probabilidade de ocorrência de geitonogamia (fecundação entre flores diferentes da mesma planta) (RICHARDS, 1986), e por isso são necessárias as barreiras genéticas e morfológicas.

Características como o hermafroditismo e a auto-incompatibilidade são mais comumente registradas em espécies arbóreas, porém comunidades vegetais podem diferir entre si quanto à prevalência de tais estratégias. Estas diferenças parecem estar relacionadas às características ecológicas das comunidades que, por sua vez, estão associadas direta ou indiretamente a fatores abióticos (JAIMES; RAMÍREZ, 1999). As mudanças no clima, por exemplo, podem afetar diretamente a fauna de polinizadores e resultar em variações na eficiência dos serviços de polinização, que constitui uma pressão seletiva muito importante no estabelecimento de estratégias reprodutivas em plantas (ARROYO; USLAR, 1993). Ambientes perturbados, como fragmentos florestais, favorecem o estabelecimento de espécies colonizadoras, que podem apresentar estratégias reprodutivas específicas, como flores pequenas e abundantes, pouco especializadas e autocompatíveis (JAIMES; RAMÍREZ, 1999). Como dito anteriormente, apesar de apresentar vantagens, a autocompatibilidade pode gerar um problema de perda de variabilidade genética, o que a longo prazo pode ter consequências sérias para as populações. A diversidade genética é a matéria-prima para adaptação, evolução e sobrevivência das espécies e indivíduos, especialmente sob condições de mudanças ambientais. Reduções na diversidade genética podem também predispor as espécies a doenças e reduzir a produtividade (RAJORA; PLUHAR, 2003). Além da mudança na composição das espécies, estresse ambiental também pode gerar homostilia, ou seja, a conversão de uma população xenógama, auto-incompatível de plantas distílicas, em uma população autógama autocompatível (RICHARDS, 1986).

## 2 DIVERSIDADE FUNCIONAL

Existem diversas maneiras de se caracterizar qualitativamente uma comunidade. Dependendo da abordagem do estudo, utiliza-se riqueza de espécies ou os índices de diversidade, sendo os mais comuns os índices de Shannon-Weaver e Simpson (HUSTON, 1999). Os índices de diversidade são amplamente utilizados, e são considerados medidas mais precisas que apenas dados de riqueza porque eles combinam número de espécies (riqueza) com equabilidade (maneira como os indivíduos se distribuem pelas espécies). Porém, esses índices ignoram quaisquer diferenças entre as espécies, uma vez que ao utilizarmos as medidas tradicionais de diversidade assumimos duas premissas. Primeiro, todas as espécies são consideradas equivalentes, isto é, todas têm a mesma importância no que diz respeito à quantidade de informação que carregam, não importando se algumas possuem alto valor de conservação ou ainda se outras são importantes para a manutenção dos processos na comunidade (MAGURRAN, 2004). Segundo, dentro de uma dada espécie, assume-se que os indivíduos são equivalentes, isto é, não importa se têm alturas ou biomassas diferentes, se crescem em locais mais ou menos sombreados. Ou seja, há uma inevitável perda de informações quando estes índices são utilizados, por isso medidas pouco preditivas da estrutura e funcionamento das comunidades (RICOTTA *et al.*, 2005).

Uma alternativa aos índices tradicionais seria a chamada diversidade funcional. O interesse pela diversidade funcional está crescendo muito nos últimos anos, em diversos campos da Ecologia e em estudos com diversos grupos taxonômicos. Essa abordagem é importante para a compreensão dos mecanismos atuantes no funcionamento dos ecossistemas, pois é um conceito que liga organismos e comunidades (PETCHEY; GASTON, 2006). Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de tipos ou grupos funcionais. Tipos funcionais de plantas são grupos de plantas que apresentam respostas similares às condições de ambiente e apresentam efeitos parecidos sobre os processos dominantes do ecossistema. Estas semelhanças são baseadas no fato que este grupo vegetal tende a partilhar um conjunto de características-chave funcional que permitem a compreensão da relação entre vegetação e o ambiente (CORNELISSEN, 2003). Entre os principais atributos

funcionais estão às características morfológicas, ecofisiológicas, bioquímicas, biofísicas, demográficas, hábito da planta (erva, arbusto, árvore), altura, deciduidade, modo de dispersão, modo de polinização, entre outros. As medidas de diversidade funcional podem ser de dois tipos. Medidas categóricas, que é mais comum e mais antiga. É dada pelo número de grupos funcionais presentes em uma comunidade (DÍAZ; CABIDO, 2001), ou seja, a riqueza de grupos funcionais. Nessa abordagem, as espécies são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro de um mesmo grupo sejam mais similares entre si do que com espécies de grupos diferentes. E as medidas contínuas, que consiste em medir a dispersão de pontos (espécies) em um espaço n-dimensional de características funcionais, ou seja, não é necessário dividir os organismos em grupos funcionais (RICOTTA, 2005; PETCHEY; GASTON, 2006).

Além de terem maior significado biológico, medidas de diversidade funcional podem ser utilizadas para previsões ecológicas além da escala de regiões. O estudo das respostas vegetais às mudanças ambientais em uma escala global não pode se basear em espécies, uma vez que a maioria delas apresenta distribuição geográfica limitada (PILLAR, 1999). Para este fim, o uso de grupos funcionais são melhores, pois estes apresentam características que otimizam a percepção entre vegetação e mudanças ambientais. Tipo funcional agrega um grupo de plantas que afetam de modo similar o ambiente ou que apresentam uma resposta similar às mesmas variações ambientais em qualquer escala. A diversidade funcional permite ainda entender mudanças na estruturação das comunidades (GÓMEZ, 2010). Essa estruturação é o resultado de dois mecanismos distintos. O primeiro mecanismo são os filtros ambientais, em que espécies coexistentes tendem a ser mais similares do que se esperaria ao acaso, pois as condições ambientais atuam como um filtro selecionando e possibilitando a persistência de um espectro relativamente pequeno de traços funcionais das espécies (KEDDY, 1992). Esse processo leva a convergência de estratégias nas comunidades, ou seja, a uma menor diversidade funcional. E o segundo é a similaridade limitante, causada pela competição entre espécies coexistentes e que resulta na sua diferenciação ecológica. Esse mecanismo previne as espécies de serem funcionalmente muito similares, assumindo a maior coexistência de espécies ecologicamente

diferentes entre si (MACARTHUR; LEVINS, 1967). De forma geral, comunidades com maior diversidade funcional e maior redundância ecológica, são mais resilientes, ou seja, são capazes de manter a estrutura e processos frente às perturbações (GIRÃO *et al.*, 2007).

Nesse contexto, é possível entender porque fragmentos florestais tendem à menor diversidade funcional. As limitações quanto à disponibilidade de recursos e as condições abióticas mais severas da borda agem como filtros ambientais restringindo a variação nos atributos das plantas (KEDDY, 1992; BEGON *et al.*, 2006). Já no interior da floresta e em ambientes com uma maior variedade de recursos, onde a competição é mais elevada, a pressão do efeito da similaridade limitante (MCARTHUR; LEVINS, 1967) atua de maneira mais intensa e nesses locais a diversidade funcional é aumentada. Há autores que defendem que ambientes muito perturbados ainda há um terceiro mecanismo que causaria uma maior convergência de estratégias ecológicas, a competição. Competição muito intensa entre as plantas levaria estas a serem mais parecidas, pois cada espécie deveria ser tão competitiva quanto a mais forte competidora (SCHEFFER; VAN NES, 2006).

## **2.1 EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE GRUPOS FUNCIONAIS REPRODUTIVOS DE PLANTAS**

Foi realizada uma busca dos artigos que tratavam do efeito da estrutura da paisagem sobre grupos funcionais reprodutivos no Web of Science (<http://www.periodicos.capes.gov.br>). A pesquisa teve como base a combinação dos termos “reproductive functional groups plants and landscape” e “plant reproduction and landscape”. Foram encontrados 6 artigos que tinham como foco a influência de pelo menos uma característica da paisagem (ex. conectividade) ou dos fragmentos (ex. borda) sobre diversidade funcional reprodutiva de plantas.

Dois artigos compararam a diversidade de grupos funcionais reprodutivos em ambientes fragmentados e não fragmentados. O artigo que comparou características funcionais relacionadas à polinização (GIRÃO *et al.*, 2007) encontrou que fragmentos florestais tem menor diversidade funcional de sistemas de polinização, tipos e tamanhos florais, e que fragmentos ainda

possuem mais espécies hermafroditas e polinizadores generalistas. Já o artigo que comparou características relacionadas à dispersão (MAYFIELD *et al.*, 2006), encontrou que em florestas contínuas predomina a dispersão por aves e morcegos, e que a diversidade funcional de fragmentos e florestas contínuas é similar.

Dois artigos comparam a diversidade funcional reprodutiva de plantas em fragmentos com diferentes grau de perturbação, sendo que o artigo que comparou características relacionadas a dispersão (KLEYER, 2009) encontrou que em ambientes com perturbação média há maior diversidade funcional, e aquele que comparou aspectos relacionados a polinização (POTTS *et al.*, 2006) encontrou que em ambientes menos perturbados há maior diversidade de abelhas, mais recursos florais, maior diversidade de tipos florais e maior número de flores.

Um dos artigos analisou o efeito de borda sobre as características reprodutivas das plantas (LOPES *et al.*, 2009) e observou que está havendo uma erosão nas características reprodutivas das plantas nesses ambientes, sendo que bordas de fragmentos possuem menor diversidade de sistemas de polinização, polinizadores mais generalistas e um maior número de árvores hermafroditas. E apenas um artigo investigou a influência de diferentes parâmetros da paisagem, porém esse trabalho analisou apenas grupos funcionais de dispersão de sementes (METZGER, 2000). Esse artigo observou que o parâmetro da paisagem que mais afeta a dispersão zoocórica é a conectividade.

A partir dessa revisão de artigos é possível observar que os trabalhos que investigam a influência da estrutura da paisagem sobre grupos funcionais reprodutivos de plantas são relativamente recentes, o artigo mais antigo é do ano de 2000, e escassos, foram encontrados apenas 6 artigos. Podemos observar também que não há na literatura trabalhos que analisaram a influência de diferentes parâmetros da paisagem sobre diferentes grupos funcionais reprodutivos de plantas.

### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILAR, R.; GALETTO, L. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). **Oecologia**, n. 138, p. 513–520, 2004.

ARROYO, M.T.K.; USLAR, P. Breeding systems in a temperate Mediterranean-type climate montane sclerophyllous forest in central Chile. **Botanical Journal of the Linnean Society**, n. 111, p. 83–102, 1993.

ASHTON, A.P. Speciation among tropical forest trees: some deductions in the light of recent evidence. **Biological Journal of the Linnean Society**, n. 1, p. 155-196, 1969.

BAWA, K.S. Breeding system of tree species of a lowland tropical community. **Evolution**, n. 28, p. 85-92, 1974.

BAWA, K.S. Plant-pollinator interactions in tropical rain forest. **Annual Review Ecology and Systematics**, n. 21, p. 399-422, 1990.

BAWA, K.S.; OPLER, P.A. Dioecism in tropical forest trees. **Evolution**, n. 29, p. 167-179, 1975.

BEGON, M. et al. Epizootiologic parameters for plague in Kazakhstan. **Emerging Infectious Diseases**, n. 12, p. 268–273, 2006.

BHATTACHARYA, M.; PRIMACK, R.B.; GERWAIN, J. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? **Biological Conservation**, n. 109, p. 37-45, 2003.

BREWBAKER, J.L. Pollen cytology and self-incompatibility systems. **Plants**, n.48, p. 271-277, 1957.

BRITO, D. Análise de viabilidade de populações: uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, n.13, p. 452-469, 2009.

BROWN, J.R.; HUTCHINGS, R.W. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, p. 91–110, 1997.

BRUNA, E.M.; KRESS, W.J. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). **Conservation Biology**, n. 16, p. 1256-1266, 2002.

BRUNA, E.M.; NARDY, O.; STRAUSS, S.Y.; HARRISON, S. Experimental assessment of *Heliconia acuminata* growth in a fragmented Amazonian landscape. **Journal of Ecology**, n. 90, p. 639–649, 2002.

BRUNA, E.M.; OLI, M.K. Demographic effects of habitat fragmentation on a tropical herb: life-table response experiments. **Ecology**, n. 86, p. 1816-1824, 2005.

BURD, M. Bateman's principle and plant reproduction: The role of pollen limitation in fruit and seed set. **Botanical Review**, n. 60, p. 83-139, 1994.

CAMPASSI, F. **Síndromes de dispersão das espécies arbóreas da Mata Atlântica**. Trabalho de Conclusão de Curso. Rio Claro: Unesp, 2002.

CASTRO, C.C.; OLIVEIRA, P.E. Reproductive biology of the protandrous *Ferdinandu saspeciosa* Pohl (Rubiaceae) at southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 24, p. 167-172, 2001.

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**, n. 100, p. 14052-14056, 2003.

CORNELISSEN, J.H.C. et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide Australian. **Journal of Botany**, n. 51, p. 335-380, 2003.

CUNNINGHAM, S.A. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in Mallee woodland. *Conservation Biology*, n. 14, p. 758-768, 2000.

DE MARCO JR., P.; COELHO, F.M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, n. 13, p. 1245-1255, 2004.

DEBINSKI, D.M.; HOLT, R.D.; A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, n. 14, p. 342-355, 2000.

DELAPLANE, K.S.; MAYER, D.F. Crop pollination by bees. Oxon: CABI Publishing, 2000.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends Ecology and Evolution**, n. 8, p. 646-655, 2001.

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, n. 31, p. 17-30, 1999.

DIRZO, R.; DOMINGUEZ, C.A. Seed shadows, seed predation and the advantages of dispersal. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. **Frugivores and seed dispersal**. Dordrech: W. Junk, p. 237-249, 1986.



ENDRESS, P.K. **Diversity and evolutionary biology of tropical flowers**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, n. 34, p. 487-515, 2003.

FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central amazonia. **Conservation Biology**, n. 11, p. 797-801, 1997.

FONSECA, F.Y.; ANTUNES, A.Z. Frugivoria e predação de sementes por aves no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo, SP. **Revista Instituto Florestal**, n. 19, p. 81-91, 2007.

FUCHS, E.J.; LOBO, J.A.; QUESADA, M. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the dry forest tree *Pachiraquinata*. **Conservation Biology**, n. 17, p. 149-157, 2003.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, n. 91, p. 223-230, 1999.

GILBERT, K.A.; SETZ, E.Z. Primates in a fragmented landscape: six species in Central Amazonia. In: BIERREGAARD JR., R.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.; MESQUITA, R. **Lessons from Amazonia: The Ecology of a Fragmented Forest**. New Haven: Yale University Press, p. 262–270, 2001.

GILPIN, M.E.; SOULE, M.E. Minimum viable populations: processes of species extinctions. In: SOULE, M.E. **Consecration biology the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer Associates, p. 19-34, 1986.

GIRÃO, L.C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. **PLOS ONE**, n. 9, p. 1-12, 2007.

GÓMEZ, J.P. et al. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology**, n. 79, p. 1181-1192, 2010.

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

HAMILTON, M.B. Tropical tree gene flow and seed dispersal. **Nature**, n. 401, p. 129-30, 1999.

HAMRICK, J.L.; GODT, M.J.W. Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. In: SILVERTOWN, J.; FRANCO, M.; HARPER, J.L. **Plant life histories: Ecology, phylogeny and evolution**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 102-118, 1997.

HAMRICK, J.L.; LOVELESS, M.D. The influence of seed dispersal mechanisms on the genetic structure of plant populations. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.A. **Frugivores and seed dispersal**. The Netherlands: Dr. Junk Publications, p. 211-223, 1986.

HARPER, L.H. The persistence of ant-following birds in small amazonian forest fragments. **Acta Amazonica**, n. 19, p. 249-263, 1989.

HESTER, A.J.; HOBBS, R.J. Influence of fire and soil nutrients on native and non-native annuals at remnant vegetation edges in the western Australian wheatbelt. **Journal of Vegetation Science**, n. 3, p. 101-108, 1992.

HOWE, H.F.; MIRITI, M.N. When seed dispersal matters. **BioScience**, n. 54, p. 651-660, 2004.

HUSTON, M.A. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. **Oikos**, n. 86, p. 393-401, 1999.

JAIMES, I.; RAMÍREZ, N. Breeding systems in a secondary deciduous forest in Venezuela: The importance of life form, habitat, and pollination specificity. **Plant Systematics and Evolution**, p. 215-236, 1999.

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. **Specialization and Generalization in Plant-Pollinator Interactions**. Chicago, p. 173-99, 2006.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **IPEF**, n. 32, p. 65-70, 1998.

KALKO, E.K.V. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. **Zoology**, n. 101, p. 281-297, 1998.

KAPOS, V. et al. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, p. 33-44, 1997.

KEARNS, C.A.; INOUE, D.W. Pollinators, flowering plants, and conservation biology. **BioScience**, n. 47, p. 297-307, 1997.

KEARNS, C.A.; INOUE, D.W.; WASER, N.M. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 29, p. 83-112, 1998.

KEDDY, P.A. Assembly and response rules-2 goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, n. 3, p. 157-164, 1992.

KIRIBA, J.M. et al. Fragmentation and local disturbance of forests reduce frugivore diversity and fruit removal in *Ficusthonningii* trees. **Basic and Applied Ecology**, n.6, p. 663-672, 2008.

KLEIN, J. Ethylene biosynthesis in heat treated apples. In: CLIJSTERS, H.; DE PROFT, M.; MARCELLE, R.; VAN POUCKE, M. **Biochemical and physiological aspects of ethylene production in lower and higher plants**. The Netherlands: Kluwer Academic, p. 181-189, 1989.

KLEYER, M. Distribution of plant functional types along gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, n. 10, p. 697–708, 2009.

LAURANCE, W.F. et al. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree communities. *Journal of Tropical Ecology*, n. 19, p. 343-347, 2003.

LAURANCE, W.L. et al. Deforestation in Amazonia. *Science*, n. 304, p. 1109-1111, 2004.

LAURENCE, F.W.; VASCONCELOS, H.L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, n.13, p. 434-451, 2009.

LOPES, A.V.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M.. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, n. 142, p. 1154–1165, 2009

LOVEJOY, S. et al. The unfired scaling model of atmospheric dynamics and systematic analysis in cloud radiances. *Annals Geophysicae*, n. 11, p. 119-127, 1993.

MACARTHUR, R.H.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, n. 101, p. 377-385, 1967.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACHADO, I.C.; LOPES, A.V. A Polinização em ecossistemas do Pernambuco: uma revisão do estado atual do conhecimento. In: TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. **Diagnóstico da biodiversidade do Pernambuco**. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, p. 583–596, 2002.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 2004.

MAYAUX, P. et al. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, n.360, p. 373-384, 2005.

MAYFIELD, M.M., ACKERLY, D.; DAILY, G.C. The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. **Journal of Ecology**, n. 94, p. 522–536, 2006.

MENEZES, C. et al. Competição entre abelhas durante forrageamento em *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr. **Bioscience Journal**, n. 23, p. 63 -69, 2007.

MESQUITA, R.C.G.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W.F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, n. 91, p. 129-134, 1999.

METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications*, n. 10, p. 1147–1161, 2000.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**, n. 18, p. 1-12, 1997.

- MICHENER, C.D. **The bees of the world**. Baltimore: John Hopkins, 2000.
- MINUSSI, L.C.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Abelhas nativas versus *Apis mellífera* Linnaeus, espécie exótica (Hymenoptera: Apidae). **Bioscience Journal**, n. 23, p. 58-62, 2007.
- MORELLATO, L.P.C. **Fenologia de árvores, arbustos e lianas em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. Campinas: Universidade de Campinas, 1991.
- MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. **História natural e preservação de uma área florestal no sudoeste do Brasil**. Campinas: Editora da UNICAMP, p. 111-140, 1992.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implication on for conservation. **Tree**, n. 10, p. 58-62, 1995.
- NASON, J.D.; ALDRICH, P.R.; HAMRICK, J.L. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGARD JR., R.O. **Tropical forest remnants. ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997.
- NEPSTAD, D. et al. Frontier Governance in Amazonia. *Science*, n. 295, p. 629-631, 2002.
- OBAYASHI, K. et al. Genetic diversity and outcrossing rate between undisturbed and selective logged forest of *Shorea curtissi* using microsatellite DNA analysis. **International Journal of Plant Science**, n. 163, p. 151-158, 2002.
- OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, S.A.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, n. 38, p. 389-394, 2004.

OLIVEIRA, P.E.; GIBBS, P.E. Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. **Flora**, n. 195, p. 311-329, 2000.

PERES, C.A.; VAN ROOSMALEN, M.G.M. Patterns of primate frugivory in Amazonia and the Guianan shield: implications to the demography of large-seeded plants in overhunted forests. In: LEVEY, D.; GALETTI, M.; SILVA, W. **Frugivory and Seed Dispersal: Ecological, Evolutionary and Conservation Issues**. Oxford: CABI Publishing, 2002.

PERUQUETTI, R.C. et al. Abelhas Euglossini (Apidae) de áreas de Mata Atlântica: Abundância, riqueza e aspectos biológicos. **Revista Brasileira de Zoologia**, n. 16, p. 101-118, 1999.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, n. 9, p. 741-758, 2006.

PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim, 1982.

PILLAR, V.D. On the identification of optimal plant functional types. **Journal of Vegetation Science**, n. 10, p. 631-640, 1999.

PIZO, M.A; VIEIRA, E.M. Granivorous birds as important post-dispersal seed predators in a Brazilian forest fragment. **Biotropica**, n. 36, p. 417-423, 2004.

POTTS, S.G., PETANIDOU, T., ROBERTS, S., O'TOOLE, C., HULBERT, A., WILLMER, P. Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. **Biological Conservation**, n. 129, p. 519 – 529, 2006.

POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N. Population dynamics of male *Euglossine* bees Amazonian forest fragments. **Biotropica**, n.2, p. 176-179, 1987.

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

PROCTOR, M.; YEO, P.; LACK, A. **The natural history of pollination**. London: Harper Collins Publishers, 1996.

QUESADA, M.; STONER, K.E. Threats to the conservation of tropical dry forests in Guanacaste, Costa Rica. In: FRANKIE, G.W.; MATA, A.; VINSON, S.B. **Conservation biology in a tropical dry forest biodiversity conservation in Costa Rica: learning the lessons in the Costa Rican dry forest**. Berkeley: University of California Press, p. 150–162, 2003.

RABELLO, A.; RAMOS, F.N.; HASUI, E. Effect of fragment size on *Copaifera langsdorffii* seeds dispersal. **Biota Neotropica**, n. 10, p. 47-54, 2010.

RAJORA, O.P.; PLUHAR, S.A. Genetic diversity impacts of forest fire, forest harvesting, and alternative reforestation practices in black spruce (*Pice amariana*). **Theoretical and Applied Genetics**, n. 106, p. 1203-1212, 2003.

RAVEN, P.H.; EVERT, R.F.; GICHHORN S.E. **Biologia vegetal**. São Paulo: Editora Guanabara Koogan, 2001.

RENNER, S.S.; RICKLEFS, R.E. Dioecy and its correlates in the flowering plants. **American Journal of Botany**, n. 82, p. 596-606, 1995.

RICHARDS, A.J. **Plant Breeding Systems**. London: Allen and Unwin, 1986.

RICKLEFS, R.; MILLER, G. **Ecology**. New York: Freeman and Company, 2000.

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996.

RICOTTA, C.; AVENA, G.; CHIARUCCI, A. Quantifying the effects of nutrient addition on the taxonomic distinctness of serpentine vegetation. **Plant Ecology**, n. 179, p. 21-29, 2005.



ROUBIK, D.W.; DEGEN, B. Effects of animal pollination on pollen dispersal, seed set, and effective population size of tropical trees: a simulation study. **Biotropica**, n. 36, p. 165-179, 2004.

SCHEFFER, M.; VAN NES, E.H. Self-organized similarity, the evolutionary emergence of groups of similar species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, n. 103, p. 6230–6235, 2006.

SEBBENN, A.M. et al. Genética em populações de *Tabebuia cassinoides*: implicações para o manejo florestal e a conservação genética. **Revista do Instituto Florestal**, n. 13, p. 93-113, 2001.

STOUFFER, P.C. et al. Long-term landscape change and bird abundance in amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, n. 20, p. 1212-1223, 2006.

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

TERBORGH, J. et al. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, p. 256-274, 1997.

THOMSON, J.D.; BARRET, S.C.H. Selection for outcrossing, sexual selection and evolution of dioecy in plants. **The American Naturalist**, n. 118, p. 443-449, 1981.

TONHASCA, A.; ALBUQUERQUE, G.S.; BLACKMER, J.L. Dispersal of euglossine bees between fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, n. 19, p. 99-102, 2003.

VENCOVSKY, R.; BARRIGA, P. **Genética Biométrica no Fitomelhoramento**.  
Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética, 1992.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the brazilianatlantic moist forest. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington D.C.: Island Press, p. 151-167, 1996.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Plant herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany**, n. 69, p. 424-448, 2008.

WUNDERLE JR., J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, n. 99, p. 223-235, 1997.

YOUNG, A.G.; BOYLE, T.T. Forest fragmentation. In: YOUNG, A.G.; BOSHIER, D.; BOYLE T, J. **Forest Conservation Genetics**. Oxford: CABI, p.123-133, 2000.

**ARTIGO:** POSITIVE INFLUENCE OF FRAGMENT AREA AND COFFEE MATRIX ON TREE REPRODUCTIVE FUNCTIONAL GROUPS IN A FRAGMENTED LANDSCAPE

**AUTORES:** Magda Silva Carneiro, Érica Hasui e Flavio Nunes Ramos.

**Artigo redigido conforme as normas da revista Conservation Biology.**

Title: POSITIVE INFLUENCE OF FRAGMENT AREA AND COFFEE MATRIX ON TREE REPRODUCTIVE FUNCTIONAL GROUPS IN A FRAGMENTED LANDSCAPE

Running head: LANDSCAPE STRUCTURE EFFECT ON RICHNESS AND DIVERSITY OF TREES IN REPRODUCTIVE FUNCTIONAL GROUPS

Keywords: Connectivity, forest fragments, fragment size, functional groups, matrix influence.

Number of words: 4,399 words

Magda Silva Carneiro <sup>1</sup>, Érica Hasui<sup>1</sup>and Flavio Nunes Ramos <sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700, Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais, ECOFRAG (<http://www2.unifal-mg.edu.br/ecofrag/>). Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 37130-000, MG, Brasil. Telephone, (35) 3299-1449.

<sup>2</sup> Correspondent author, [fnramos@gmail.com](mailto:fnramos@gmail.com) Telephone, (35) 3299-1449, Brazil.

## **ABSTRACT**

Recent studies have documented decreased richness and abundance of tree species from particular functional groups. These studies investigated the influence of edge effects and some within-patch aspects. However, there are no studies in the literature that evaluated how landscape structure directly affects different reproductive functional groups, which is the aim of this study. This study was carried out in 8 landscapes (1,000m buffer radius) centered in a forest fragment. For each landscape we calculated the area, connectivity, percent of forest cover and percent of coffee, pasture and sugarcane matrices. All species (195) and individuals (2031) with DBH  $\geq 3$  cm sampled in fragments were classified in reproductive functional groups (RFGs), within functional associations. The influence of landscape structural parameters on diversity of functional association was verified by Generalized Linear Models. The quality of these models was assessed by Akaike corrected values. Functional associations and RFGs were negatively influenced by percentage of pasture and sugarcane matrix and positively influenced by fragment area, isolation degree and percentage of coffee matrix. For maintenance of all reproductive functional groups in fragmented landscapes the combination of these landscape parameters should be considered in conservation and management policy.

**Keywords:** Connectivity, forest fragments, fragment size, functional groups, matrix influence.

## INTRODUCTION

Landscape disturbance and habitat fragmentation have become major research themes in conservation biology (Abadie *et al.* 2011). They are considered severe threats to global biodiversity, and are believed to negatively affect all taxonomic groups (Wiens *et al.* 2010). The intensity of these perturbations depends on landscape and fragment traits, such as area, forest cover, connectivity and matrix type (Laurence & Vasconcelos 2009). The reduction in fragment size and the consequent loss of habitat heterogeneity may diminish both the population size (Prugh *et al.* 2008), and species number found at a site (Gaston & Blackburn 2000). Connectivity is an important parameter for the persistence of species in fragmented landscapes (Crooks *et al.* 2006), because it is associated with migration rates, and thus with the (re)colonization probability and the rescue effect (Antongiovanni & Metzger 2005). The connectivity depends not only on the distance between fragments, but also the matrix permeability (Laurence & Vasconcelos 2009). The matrix is the dominant landscape element affecting fragment landscapes, which exerts an important influence on ecosystem function. The matrix may provide a habitat for some native species, especially if it is structurally similar to remaining native vegetation (Deconchat *et al.* 2009).

Not all species respond equally to habitat area, connectivity and landscape perturbation (Devictor *et al.* 2008). Species of higher trophic levels (Salvador-Jr. & Silva 2009), mutualists (Lehouck *et al.* 2009), and habitat and food specialists (Brückmann *et al.* 2010) are expected to go extinct when habitat size declines or habitat isolation increases. The loss of specialist species may entail lower rates of ecosystem processes, and some functions performed by specialists, such as seed dispersion and pollination, may not be carried out at all (Cagnolo 2009). Functional diversity refers to the spectrum of ecosystem functions fulfilled by different species and is an important property for maintaining ecosystem function and resilience (Kellermann *et al.* 2012). Ecosystems are more likely to absorb external shocks and maintain their function if they have all functions and, multiple species fulfill similar ecological roles (Tscharntke *et al.* 2005).

Recent studies (Girão *et al.* 2007, Lopes *et al.* 2009) have documented decreased richness and abundance of tree species from particular functional groups, such as pollination by vertebrates and plant self-incompatibility, which resulted in reduced functional diversity in forest fragments. These studies investigated the influence of edge effects (Lopes *et al.* 2009) and some within-patch aspects (Girão *et al.* 2007), such as soil type and fragment area on reproductive functional groups. However, there have been no studies in the literature that have evaluated how landscape structure directly affects different reproductive functional groups. The purpose of this research was to determine how landscape structure influences the diversity of functional association and individual and species richness in reproductive functional groups (RFGs) in tropical forests. The questions considered in this study were: Will the diversity of functional association and individual and species richness of RFGs be (1) negatively affected by percentage of pasture and sugarcane matrix?; and (2) positively affected by connectivity, fragment area, percent forest cover and percentage of coffee matrix?; (3) Will the more specialized RFGs and those involving plant-animal interactions be the most affected by landscape structure?

These expectations are based on effects caused by area loss (Revilla & Wiegand 2008), increasing isolation (Laurence & Vasconcelos 2009) and agricultural activities developed around the fragments (Laurence & Vasconcelos 2009). Additionally, groups more specialized and that involve animal-plant interaction are generally more sensitive to landscape changes (Jordano *et al.* 2006). According to our results, using GLM and Akaike comparison, we can say that the percentage of pasture and sugarcane matrix has a negative influence on the functional associations and RFGs; nevertheless fragment area, connectivity and percentage coffee matrix have a positive influence on them. The functional association and RFGs were also influenced by interactions between landscape structure parameters. Furthermore as opposed to functional groupings, which were all affected by landscape structure, not all analyzed GFRs were influenced.

## METHODS

### *Study area*

This study was carried out in eight landscapes (1,000m buffer radius) centered on an Atlantic Forest fragment in Alfenas, Minas Gerais, southeastern Brazil (21° 25'48.03" S and 45° 56'51.76" W) (Table 01). The climate was classified as Cwa according to Köppen (1948), since the summer is hot and warm, and the winter is dry and not very cold, with a mean annual precipitation ranging from 1,400 to 1,700 mm. Relative humidity averages 70% annually (Martins *et al.* 2006), and average annual temperature is 23°C. The original vegetation is classified as seasonal semideciduous forest (Drummond *et al.* 2005). Currently, the regional landscape is highly fragmented, with only 4% of native forest remaining at several successional stages (Capobianco 2001). The regional landscape matrix is mainly composed of coffee, sugarcane and pasture (IBGE 2010).

The fragment selection was carried out by classifying remaining forest areas using the digital image processing of a Sino-Brazilian satellite CBERS-2B in 2009, with 20 meters of resolution. The fragments were selected through: (i) similarity of degradation level (through classification by similar texture, shape, color aspects), (ii) fragment size between 15 ha and 100 ha and (iii) distance between fragments exceeding 4 km, to ensure independence of obtained data.

### *Species and individual sampling*

All individuals with DBH (diameter at breast height)  $\geq 3$  cm were sampled in ten plots of 10 x 20 m (0.2 ha) in each studied fragment (total = 1.6 ha). All species (195) and individuals (2031) were classified within reproductive functional groups (RFGs) belonging to the following functional association: pollination type, floral and fruit rewards, floral and fruit size, dispersal syndromes, sexual and reproductive systems (Table 02). The classification in RFG was based on the literature data and field observations (*sensu* Girão *et al.* 2007). Species and individuals with the same reproductive characteristics were considered to belong to the same RFG, for example, species and/or individuals dispersed by animals were considered belonging to RFG zoochorous dispersal. To calculate the functional association diversity per fragment, we used



Simpson's diversity index. This index is relatively unaffected by sample size, provides well-understood and intuitive results (Magurran 2004).

#### *Landscape structural parameters*

The landscape structural parameters (AREA, COVER, PROX and MATRIX), within each buffer, were calculated using the ArcGIS (Version 10.0, ESRI) and Fragstats program (Mcgarigal & Marks 1995) (Table 01). AREA (Area) equals the patch area (m<sup>2</sup>) converted to hectares. COVER is proportion of landscape covered by forest, calculated using:  $A_f = \pi \cdot r^2 \cdot PF/100$ , where  $A_f$  is total area of forests (forest)  $\pi r^2$  area of the buffer circumference and PF is total proportion of forest in radius  $r$  of each buffer. PROX (Proximity Index) also quantifies patch isolation. However, this index considers the size and proximity of all patches within a specified buffer (radius of 1000 m around each fragment). If the focal patch has no neighboring patches within the buffer, PROX equals zero. It increases as patches become closer and more contiguous. MATRIX (Landscape index) quantify the landscape proportion inside the buffer covered by each matrix (coffee, pasture and sugarcane), calculated using the equation:  $A_m = \pi \cdot r^2 \cdot P_m/100$ , wherein  $A_m$  is the sum of anthropogenic matrix areas and PM the total proportion of matrix in each buffer.

#### *Statistical analysis*

The influence of landscape structural parameters (fragment area, percent forest cover, connectivity and percentage of coffee, sugarcane and pasture around the fragment) on (a) functional association diversity; and (b) species and (c) individual richness in each RFG was evaluated using Generalized Linear Models (GLM). The models quality were evaluated by corrected AIC values (Akaike's Information Criterion - Bozdogan 2000). Models with delta  $\Delta AIC_c$  less than 2 were considered better to explain the reproductive functional diversity associations and species and individual richness in the RFGs. The analyses were performed in R (R Development Core Team) software (Fig. 01).

## RESULTS

The diversity of functional association as well as the individual richness in RFGs were positively affected by fragment area, connectivity and percentage of coffee matrix, and negatively by the percentage of pasture and sugarcane matrices (Figs. 02 and 03, Table 03 and 04). The functional association and RFGs were also influenced by interaction between landscape structure parameters (Figs. 02 and 03). On the other hand, the species richness within the RFGs was negatively affected only by the percentage of pasture matrix. Only four RFGs were affected: pollination by bees, floral reward of nectar, zoochorous dispersion and dioecious sexual system (Fig. 04, Table 04). The percentage of forest cover had no influence on functional groups.

All functional associations and 65.63 % of RFGs were affected by landscape structure (Fig. 02 and 03, Table 03 and 04). Most RFGs were affected by landscape structure involving plant-animal relationship, except small flowers, dispersion autochory, self-compatible reproductive systems, and hermaphrodite sexual systems.

## DISCUSSION

Landscape structure affects the diversity of functional associations and RFG richness in forest fragments. All functional associations and >65% of analyzed RFGs were affected by some aspect of landscape structure. The percentage of pasture and sugarcane matrix negatively influenced, whereas fragment area, connectivity, and percentage of coffee matrix positively influenced functional association diversity and individual richness in RFGs. The functional association and RFGs were also influenced by interactions between landscape structure parameters.

The pattern of influence of landscape structure on functional association diversity and RFG richness, which we found, had been expected, but not always demonstrated. The matrix effects on the biota in a fragmented landscape varied according to its environmental and structural characteristics (Laurence & Vasconcelos 2009). Generally, greater similarity between matrix and fragment, had less negative effects on the remnants (Stouffer *et al.* 2006). Coffee plantation is the matrix more structurally similar to the fragments, and it

was expected that its effects on richness and diversity could be smaller. This matrix is more shaded than pasture and sugarcane matrices, and protects the fragments from strong winds. Consequently the edge effects are less intense in fragments inserted in these matrices (Jules & Shahani 2003). Furthermore, this matrix can provide resources and shelter for disperser and pollinator animals (Antongiovanni & Metzger 2005) contributing to plants reproduction and reproductive functions maintenance. The high structural similarity between fragments can also facilitate animal movements, maintaining gene flow between different populations (Prevedello & Vieira 2010).

On the other hand, pasture and sugarcane farms are open environments and structurally very different from the fragments, presenting a greater edge effect (Jules & Shahani 2003). The edge effect causes several microclimatic changes, such as increased radiation and winds and decreasing humidity (Murcia 1995). This can lead to a species composition change in these remnants, such as reduction or extinction of self-incompatible species, and those dispersed and pollinated by animals (Cordeiro & Howe 2003; Reznik *et al.* 2012), as well as an increase in abundance of self-compatible species, and those pollinated and dispersed by wind (Harris & Johnson 2004, Maués & Oliveira 2010). These matrices are also not normally used as habitats for animals (Antongiovanni & Metzger 2005), because they do not offer food resources, and animals feel threatened while trying to cross them, which inhibits dispersion between fragments (Jordano *et al.* 2006; Rabello 2010). Thus, the RFGs involving plant-animal interactions, such as zoochory, self-incompatible reproductive systems and fruits with aryl, could disappear in fragments surrounded by these matrices.

Among the parameters affecting many functional association and RFGs, the positive effect of the interaction between patch area and coffee matrix, deserves mention. This interaction affects a greater number of functional associations (50%) and RFGs (28.2%). Large fragments usually have more diversity of ecological functions and greater redundancy than smaller fragments (Dobson *et al.* 2006), since they have more species and individuals (Laurence & Vasconcelos 2009) and provide shelter and resources for pollinators and seed dispersers (Kurki *et al.* 2000, Bélisle *et al.* 2001). A coffee matrix around fragments could ameliorate the edge effects. This kind of land use associated

with large fragmented areas could sustain most of ecological functions, including the most specialized ones. Additionally, coffee plantations, or any other shrubby plantation, could act as habitat or stepping stones to many animals, due its environmental and structural similarity with forest (Stouffer *et al.* 2006, Vandermeer *et al.* 2008), facilitating the recovery of ecological functions of neighboring fragments (Martensen *et al.* 2006, Goulart *et al.* 2009).

The RFGs most affected by landscape structure were those involving animal-plant relationships. Zoophilic syndrome predominates in plant reproduction in tropical forests, with strong evidence of cases of co-evolution between flowers and pollinators and dispersers (Bawa 1990, Herrera 1996), representing high specialization which can be extremely sensitive to external perturbations (Jordano *et al.* 2006). Our study shows that while the increase of fragment area and percentage of coffee benefited the RFGs, the percentage of inhospitable matrices, such as pasture and sugarcane did not. This may occur because larger fragments inserted in a coffee matrix can provide shelter and resources to pollinators and dispersers (Antongiovanni & Metzger 2005) and are able to sustain viable wildlife of pollinators and dispersers (Laurence & Vasconcelos 2009), contrary to what occurs with pasture and sugarcane matrices (Stouffer *et al.* 2006), as mentioned. Thus, it is expected that in larger fragments inserted in less inhospitable matrices, there is an increase in specialized functions, as demonstrated in the present study.

The landscape structure effect on functional groups has been investigated, but most of the studies use functional groups related to plant morphology and physiology (Cathy 2000; Kooyman 2010). Few studies investigate the landscape influence on reproductive functional groups. Of the few studies that investigate these influences, they consider (i) only one reproduction aspect, such as pollination (Steffan Dewenter & Westphal 2008; Viana 2012), dispersion (Metzger 2000), flowers (Girão *et al.* 2007) or fruit traits (Mayfield 2006); or they do (ii) not consider different landscape features (Mayfield 2006). The present study considers both different plant reproduction aspects (flowers and fruit traits as well as sexual and reproductive systems) and investigates the relationship between these aspects with different landscape parameters (area, forest cover, connectivity and different matrix types). Additionally, despite the few fragments studied, we worked with a large sample

of individuals (2,031) and our results strongly indicated negative and positive effects of some landscape parameters as expected by the literature, but not yet demonstrated. Studies with functional groups are important since they connect species and their roles in the ecosystem (Petchey & Gaston 2006) and because these data can be used for ecological predictions (Pillar 1999). Functional groups aggregate plants that similarly affect the environment or have a similar response to same environmental variations on any scale (Cornelissen 2003; Gomez 2010). Reproductive functional groups are even more important, because without reproduction there is no regeneration and gene flow (Maués & Oliveira 2010). Our results show that, functional association grouping diversity and RFG richness had a positive relationship with larger fragments surrounded by a coffee matrix and connectivity, and a negative association with percentage of sugarcane and pasture matrix. Our results also show that, landscape structure affects all functional groupings, but not all RFGs. The combination of these landscape parameters should be considered in conservation and management policies in order to maintain the all original tree reproductive functional groups in the landscape.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

We thank Ribeiro B., Carvalho A., Alcantara M. and Carnevalli G. for help with the fieldwork, Raniero M. for image classifications, Pacheco M.T. for help with statistical analysis and Hesson J. for correcting the English. C. M. S. and the project was supported by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), CNPq and Vale Company

## **REFERENCES**

Abadie, J. C., N., Machon, A. Muratet and E. Porcher. 2011. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. *Journal of Ecology* **99**:1134–1142.

- Anderson, D. R., A. W. Link, A. William, D. H. Johnson, H. Douglas and K. P. Burnham. 2001. Suggestions for Presenting the Results of Data Analysis. *Journal of Wildlife Management* **65**:373-378.
- Antongiovanni, M. and J.P. Metzger. 2005. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* **122**:441–451.
- Arantes, C.S. and I. Schiavini. 2011. Estrutura e dinâmica da população de *Amaioua guianensis* Aubl. (Rubiaceae) em fragmento urbano de floresta estacional semidecidual – Uberlândia, Minas Gerais. *Bioscience Journal* **27**:312-321.
- Bawa, K.S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forest. *Annual Review Ecology and Systematics* **21**:399-422.
- Bélisle, M., A. Desrochers and M-J. Fortin. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* **87**:1893-1904.
- Blandina, F. V., B. Danilo, E.M. Neto, L. Lopes, A. V. Lopes, P.A. Ferreira, M. C. Pigozzo and M. L. Primo. 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology* **7**:31-41.
- Bozdogan, H. 2000. Akaike's Information Criterion and recent developments in information complexity. *Journal of mathematical psychology*. **44**: 62-91.
- Brückmann, S. V., J. Krauss and Steffan-Dewenterl. 2010. Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology* **47**:799–809.
- Cagnolo, L., G. Valladares, A. Salvo, M. Cabido and M. Zak. 2009. Habitat Fragmentation and Species Loss across Three Interacting Trophic Levels: Effects of Life History and Food-Web Traits. *Conservation Biology* **23**:1167-1175.
- Capobianco, J.P.R. 2001. Situação atual e perspectivas para a conservação da Mata Atlântica. Pages 9-15 in Lima, A. organization. Documentos do ISA: aspectos jurídicos da proteção da Mata Atlântica. Instituto Socioambiental, São Paulo

- Cathy, M., D. Ackerly and F. Gerhardt. 2000. Landscape and species-level distribution of morphological and life history traits in a temperate woodland flora. *Journal of Vegetation Science* **11**:213–224.
- Cordeiro, N. and H. F. Howe. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **100**:14052–14056.
- Cornelissen, J.H.C. et al. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide Australian. *Journal of Botany* **51**:335-380.
- Crooks, K. R., and M. Sanjayan. 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Devictor, V., R. Julliard, F. Jiguet and D. Couvet. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* **117**:507–514.
- Dobson, A. et al. 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* **87**:1915-1924.
- Drummond, G.M., C.S. Martins, A.B.M Machado and Y. Antonini. 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Gaston, K. J. and T. M. Blackburn. 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Science, Malden.
- Girão L. C., A. V. Lopes, M. Tabarelli and E. M. Bruna. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. *PLoS ONE* **9**:1-12
- Gomez, J. P., G. A. Bravo, R. T. Brumfield, J. G. Tello and C. D. Cadena. 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology* **79**:1181-1192.
- Harris, F. L. and S. D. Johnson. 2004. The consequences of habitat fragmentation for plant-pollinator mutualisms. *Journal of Tropical Insect Science* **24**:29-43.
- Herrera, C. M. 1996. Floral traits and plant adaptation to insect pollinators: a devil's advocate approach. Pages: 65–87 in Lloyd, D. G. and S. C. H. Barrett editors. *Floral biology*. Chapman and Hall, New York, USA.

- Banco de Dados Agregados. Sistema IBGE de Recuperação Automática. IBGE. <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. (accessed December 2012).
- Steffan-Dewenter, I. and C. Westpha. 2008. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology* **45**: 737–741.
- Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* **10**:1147–1161.
- Jordano, P., J. Bascompte and J.M. Olesen. 2006. The ecological consequences of complex topology and nested structure in pollination webs. Pages: 173–199 in: N.M. Waser and J. Ollerton editors. *Specialization and Generalization in Plant-Pollinator Interactions*, Chicago.
- Jules, E. S. and P. C. Shahani. 2003. A broader ecological context to the fragmentation frenzy: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal Vegetation Science* **14**: 459–464.
- Kellermann, T., P. T. Fox, K. Zilles, S. Caspers, C. Roski, A.R. Laird, B. I. Turetsky and S.B. Eickhoff. 2012. Functional connectivity of the affective network. *Klinische Neurophysiologie* **43**:70-76.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia, con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Kurki, S., A., Nikula, P. Helle and H. Linden. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, **81**: 1985-1997.
- Salvador-Jr L. F. and Silva, F. A. 2009 Rapinantes diurnos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no alto rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* **25**: 53-65.
- Laurence, F. W and H.L. Vasconcelos. 2009. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* **13**: 434-451.
- Lehouck, V. T., L. Spanhove, A. Colson, N. J. Adringa-Davis and L. Lens. 2009. Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior 8 trees in a fragmented African cloud forest. *Oikos* **118**:1023-1034.



- Lopes, A. V., L. C. Girão, B. A. Santos, C. A. Peres and M. Tabarelli. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* **142**:1154–1165.
- Deconchat, M., E.G. Brockerhoff and L. Barbaro. 2009. Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. *Forest Ecology and Management* **258**:196–204.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- Maués, M. M. and Oliveira, P. E. M. 2010. Consequências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. *Oecologia Australis* **14**:238-250.
- Mayfield M. M., D. Ackerly and G. C. Daily. 2006. The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. *Journal of Ecology* **94**:522–536.
- Martins, F. T., M. H. Santos, M. Pólo and L. C. A. Barbosa. 2006. Variação química do óleo essencial de *Hyptissuaveolens* (L.) Poit., sob condições de cultivo. *Quimica Nova* **6**:1203-1209.
- McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.
- Metzger, J.P. and H. Décamps, 1997. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* **18**:1-12.
- Adams, M. J., C. A. Pearl and R. B. Bury. 2003. Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters* **6**:343–351.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implication on for conservation. *Tree* **10**:58-62.
- Petchey, O. L. and K. J. GASTON. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* **9**:741-758.
- Pivello, V. R., D. Petenon, F. M. Jesus, S. T. Meirelles, M. M. Vidal, R. A. S. Alonso, G. A. D. Franco, C. and J. P. Metzger. 2006. Chuva de sementes

- em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. *Acta Botanica Brasilica* **20**:845-859.
- Prevedello J. A. and M. V., Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers Conserv* **19**:1205–1223.
- Prugh, L. R., K. E., A. R. E. Hodges and J. S. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:20770–20775.
- Rabello, A., F.N. Ramos and E. HASUI. 2009. Effect of fragment size on *Copaifera langsdorffii* seeds dispersal. *Biota Neotropica* **10**:47-54.
- Revilla, E. and T. Wiegand. 2008. Individual movement behavior, matrix heterogeneity and the dynamics of spatially structured populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:19120–19125.
- Reznik, G., J. P. A. Pires and L. Freitas. 2012. Efeito de bordas lineares na fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em um remanescente de Mata Atlântica. *Acta Botanica Brasilica* **26**:65-73.
- Kooyman, R., W. Cornwell and M. Westoby. 2010. Plant functional traits in Australian subtropical rain forest: partitioning within-community from cross-landscape variation. *Journal of Ecology* **98**:517–525.
- Stouffer, P. C., R. O. Bierregaard, C. Strong and T. E. Lovejoy. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology* **20**:1212-1223.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857–874.
- Wiens, J. et al. 2010. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters* **13**:1310–1324.

Table 01. Fragment location and parameter values of landscape structure analyzed.

Fragment	Regional name	Location	Area (ha)	PROX <sup>a</sup>	COVER <sup>b</sup>	% Coffee	% Sugarcane	% Pasture
1	Matão	21°29'13.13"S 46°5'40.32"W	20.91	4.33	13.39	15.72	31.39	33.14
2	Cemiterio	21°26'14.51"S 46°8'46.93"W	22.99	0.75	9.38	51.83	0.00	14.02
3	São Jose	21°34'42.37"S 45°58' 15.04"W	28.57	34.47	24.54	16.83	45.13	10.5
4	Paraíso	21°33' 44.68"S 45°56' 12.80"W	36.85	0.00	11.73	62.87	0.00	13.74
5	I	21°27'50.38"S 45°54'58.10"W	37.05	0.75	13.66	0.00	58.33	0.00
6	M	21°25'25.97"S 46°5'8.03"W	56.05	4.96	25.98	21.19	36.96	8.18
7	Gaspar Lopes	21°28'16.28"S 46°7'22.43"W	81.55	0.11	26.43	1.17	0.00	51.56
8	Porto	21°25'27.26"S 46°9'35.66"W	87.18	0.00	27.75	0.00	32.51	2.3

<sup>a</sup> PROX: Connectivity

<sup>b</sup> COVER: Percent forest cover

Table 02. Functional associations studied with their respective reproductive functional groups (RFGs)

Functional Associations	Reproductive Functional Groups (RFGs)
Pollination Systems	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bees</li> <li>Beetles</li> <li>Butterflies</li> <li>Flies</li> <li>Other insects</li> <li>Vertebrates</li> <li>Wind</li> </ul>
Floral reward	<ul style="list-style-type: none"> <li>Floral tissues</li> <li>Nectar</li> <li>Nectar/Pollen</li> <li>Odor</li> <li>Oil</li> <li>Pollen</li> <li>Shelter</li> <li>Without resource</li> </ul>
Flower size	<ul style="list-style-type: none"> <li>Small (&lt; 10 mm)</li> <li>Medium (&gt;10 mm &lt; 20 mm)</li> <li>Large (&gt; 20 mm)</li> </ul>
Dispersal syndromes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Anemochory</li> <li>Autocory</li> <li>Zoochory</li> </ul>
Fruit reward	<ul style="list-style-type: none"> <li>Aril</li> <li>Pulp</li> <li>Without resource</li> </ul>
Fruit size	<ul style="list-style-type: none"> <li>Small (&lt; 5 cm)</li> <li>Medium (&gt; 5 cm &lt; 10 cm)</li> <li>Large (&gt; 10 cm)</li> </ul>
Reproductive systems	<ul style="list-style-type: none"> <li>Self compatible</li> <li>Self incompatible</li> </ul>
Sexual systems	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dioecious</li> <li>Hermaphrodite</li> <li>Monoecious</li> </ul>

Table 03. General linear models (GLM) for diversity functional associations. (+)= Positive influence. (-)= Negative influence. Models clearly worse ( $\Delta AICc > 2.0$ ) than the best model were rejected, and not included in the table.

Functional associations	Model	K <sup>a</sup>	N <sup>b</sup>	AICc <sup>c</sup>	$\Delta AICc^d$	W <sup>e</sup>
<i>Pollination</i>						
	Area (+) + Coffee (+)	4	8	518.15	0.00	0.65
	Area (+) + PROX <sup>f</sup> (+)	4	8	519.42	1.27	0.35
	Null	2	8	974.35	456.20	0.00
<i>Floral reward</i>						
	Area (+) + Coffee (+)	4	8	352.92	0.00	0.70
	Area (+) + Pasture (+)	4	8	354.61	1.69	0.30
	Null	2	8	1072.13	719.21	0.00
<i>Flower size</i>						
	Area (+) + Coffee (+)	4	8	1308.13	0.00	1.00
	Null	2	8	3882.00	2573.87	0.00
<i>Dispersal syndromes</i>						
	PROX (+) + Pasture (-)	4	8	2778.73	0.00	1.00
	Null	2	8	7392.40	4613.67	0.00
<i>Fruit reward</i>						
	Area (+) + Pasture (-)	4	8	346.75	0.00	1.00
	Null	2	8	391.18	44.43	0.00
<i>Fruit size</i>						
	Area (+) + Coffee (+)	4	8	1242.33	0.00	1.00
	Null	2	8	1625.40	383.07	0.00
<i>Sexual systems</i>						
	Coffee (+)	3	8	196.89	0.00	1.00
	Null	2	8	222.97	26.08	0.00
<i>Reproductive systems</i>						
	Area (+) + Pasture (-)	4	8	878.36	0.00	1.00
	Null	2	8	1461.20	582.84	0.00

<sup>a</sup>K = Number of parameters

<sup>b</sup>N = Number of fragments

<sup>c</sup>AICc = Corrected Akaike values

<sup>d</sup> $\Delta AICc$  = Difference in AIC from one model to one with the lowest AIC value

<sup>e</sup>w = AICc weight

<sup>f</sup>PROX = Connectivity

Table 04. General linear models (GLM) for individual richness in reproductive functional groups (RFGs). (+)= Positive influence. (-)= Negative influence. Models clearly worse ( $\Delta AICc > 2.0$ ) than the best model were rejected and not included in the table.

RFGs	Model	K <sup>a</sup>	N <sup>b</sup>	AICc <sup>c</sup>	$\Delta AICc^d$	W <sup>e</sup>
<i>Pollination Systems</i>						
Beetles	Area (+) + Coffee (+)	4	8	56.52	0.00	0.83
	Null	2	8	68.08	11.56	0.00
Other insects	Coffee (+) + Area (+)	4	8	87.37	0.00	0.99
	Null	2	8	111.33	23.96	0.00
<i>Floral reward</i>						
Shelter	Pasture (-)	3	8	66.17	0.00	0.91
	Null	3	8	116.43	50.26	0.00
Nectar	Coffee (+)	3	8	145.43	0.00	1.00
	Null	2	8	177.73	32.30	0.00
Nectar/ Pollen	Coffee (+)	3	8	89.24	0.00	0.86
	Null	2	8	97.97	8.73	0.01
Odor	Area (+)	3	8	80.66	0.00	1.00
	Null	2	8	111.14	30.48	0.00
Floral tissues	Coffee (+)	3	8	39.61	0.00	1.00
	Null	2	8	72.45	32.84	0.00
Pollen	Area (+) + Coffee (+)	4	8	60.01	0.00	1.00
	Null	2	8	93.43	33.42	0.00
<i>Flower size</i>						
Small	Area (+) + Coffee (+)	4	8	106.30	0.00	0.87
	Null	2	8	128.59	22.29	0.00
Medium	Area (+)	3	8	53.13	0.00	0.78
	Null	2	8	58.02	4.89	0.07
Large	Area (+)	3	8	92.53	0.00	0.90
	Null	2	8	98.13	5.60	0.05
<i>Dispersal syndromes</i>						
Zoochory	Area (+) + Coffee (+)	4	8	127.31	0.00	1.00

	Null	2	8	159.10	31.79	0.00
Autocory	Prox (+)	3	8	126.16	0.00	1.00
	Null	2	8	139.54	13.38	0.00
<i>Fruit reward</i>						
Aril	Area (+) + Coffee (+)	4	8	133.43	0.00	0.63
	Null	2	8	143.00	9.57	0.01
Pulp	Area (+) + Coffee (+)	4	8	96.10	0.00	0.88
	Null	2	8	102.04	5.94	0.05
<i>Fruit size</i>						
Small	Area (+) + Coffee (+)	4	8	101.36	0.00	0.94
	Null	2	8	137.40	36.04	0.00
Large	Pasture (-)	3	8	78.61	0.00	0.99
	Null	2	8	90.82	12.21	0.00
<i>Sexual systems</i>						
Dioecious	Coffee (+)	3	8	104.22	0.00	1.00
	Null	2	8	127.33	23.11	0.00
Hermaphrodite	Area (+)	3	8	97.32	0.00	1.00
	Null	2	8	127.67	30.35	0.00
<i>Reproductive systems</i>						
Self compatible	Sugarcane (-)	3	8	107.13	0.00	0.66
	Null	2	8	131.26	24.13	0.00
Self incompatible	Area (+)	3	8	104.68	0.00	0.67
	Null	2	8	124.36	19.68	0.00

<sup>a</sup>K = Number of parameters

<sup>b</sup>N = Number of fragments

<sup>c</sup>AICc = Corrected Akaike values

<sup>d</sup>Δ AICc = Difference in AIC from one model to one with the lowest AIC value

<sup>e</sup>w = AICc weight

Table 05. General linear models (GLM) for species richness in reproductive functional groups (RFGs). (+)= Positive influence. (-)= Negative influence. Models clearly worse ( $\Delta AICc > 2.0$ ) than the best model were rejected and not included in the table.

RFGs	Model	K <sup>a</sup>	N <sup>b</sup>	AICc <sup>c</sup>	$\Delta AICc^d$	W <sup>e</sup>
<i>Pollination</i>						
<i>Bees</i>	Pasture (-)	3	8	60.34	0.00	0.83
	Null	3	8	63.64	3.30	0.16
<i>Floral reward</i>						
Nectar	Pasture (-)	3	8	54.23	0.00	0.96
	Null	2	8	60.73	6.50	0.04
<i>Dispersal syndromes</i>						
Zoochory	Pasture (-)	3	8	62.71	0.00	0.82
	Null	2	8	66.93	4.22	0.10
<i>Sexual systems</i>						
Dioecious	Pasture (-)	3	8	47.50	0.00	0.93
	Null	2	8	52.78	5.28	0.07

<sup>a</sup>K = Number of parameters

<sup>b</sup>N = Number of fragments

<sup>c</sup>AICc = Corrected Akaike values

<sup>d</sup> $\Delta AICc$  = Difference in AIC from one model to one with the lowest AIC value

<sup>e</sup>w = AICc weight

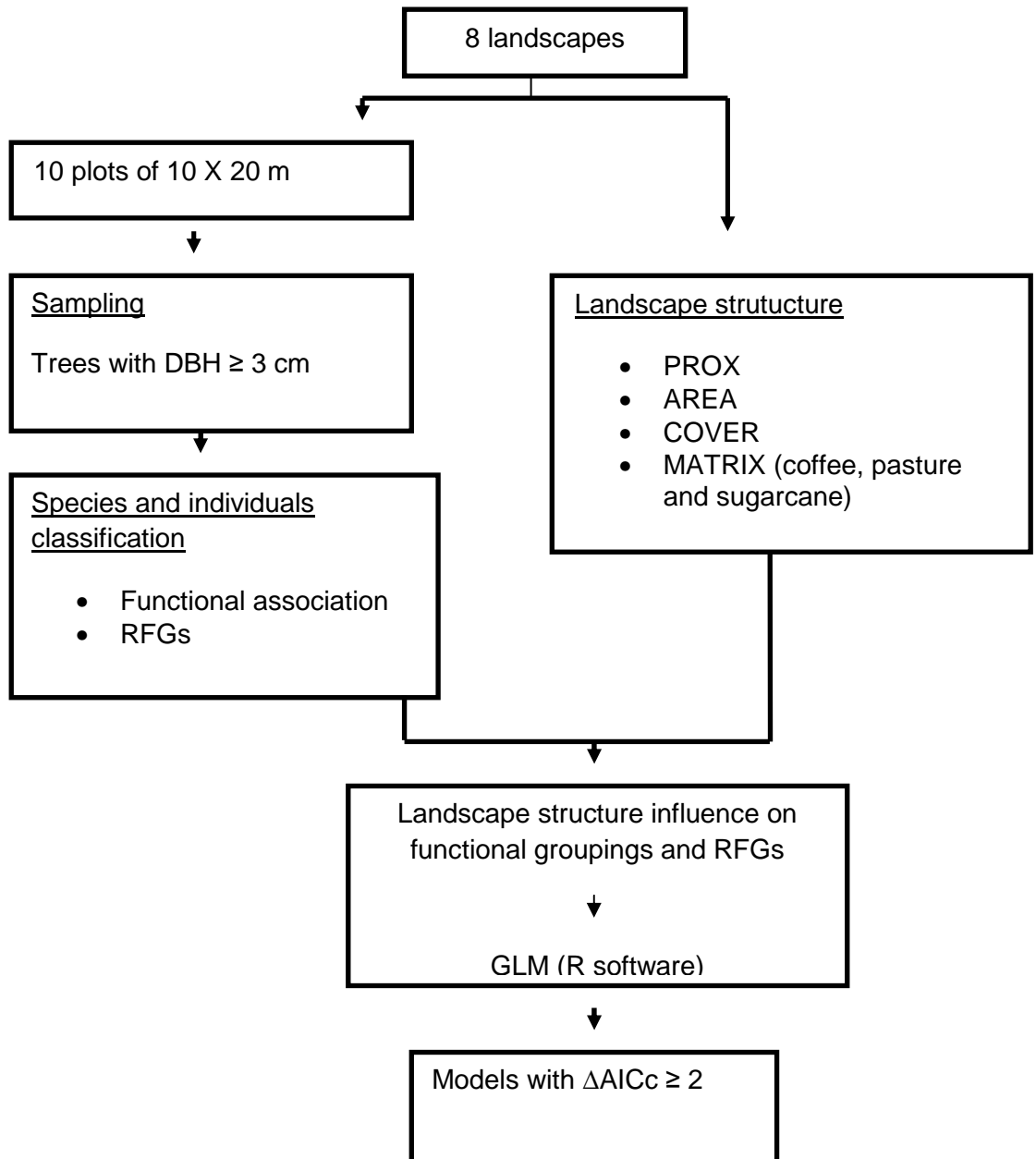


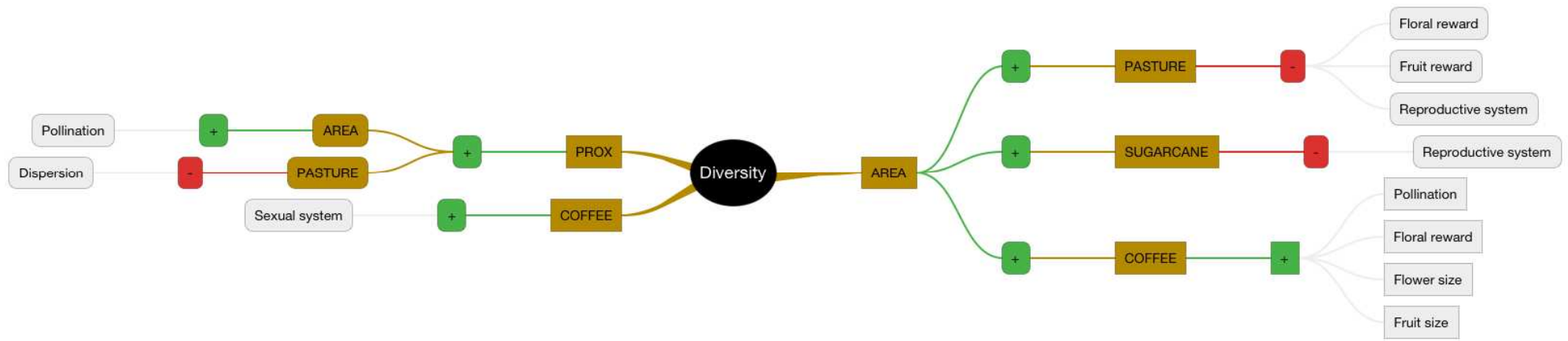
Figure 01. Sampling design summary. DBH: Diameter at breast height. PROX: Proximity. COVER: Percent of forest cover. RFG: Reproductive functional groups. GLM: Generalized Linear Models. AICc: Corrected Akaike values. wAIC: AICc weight.

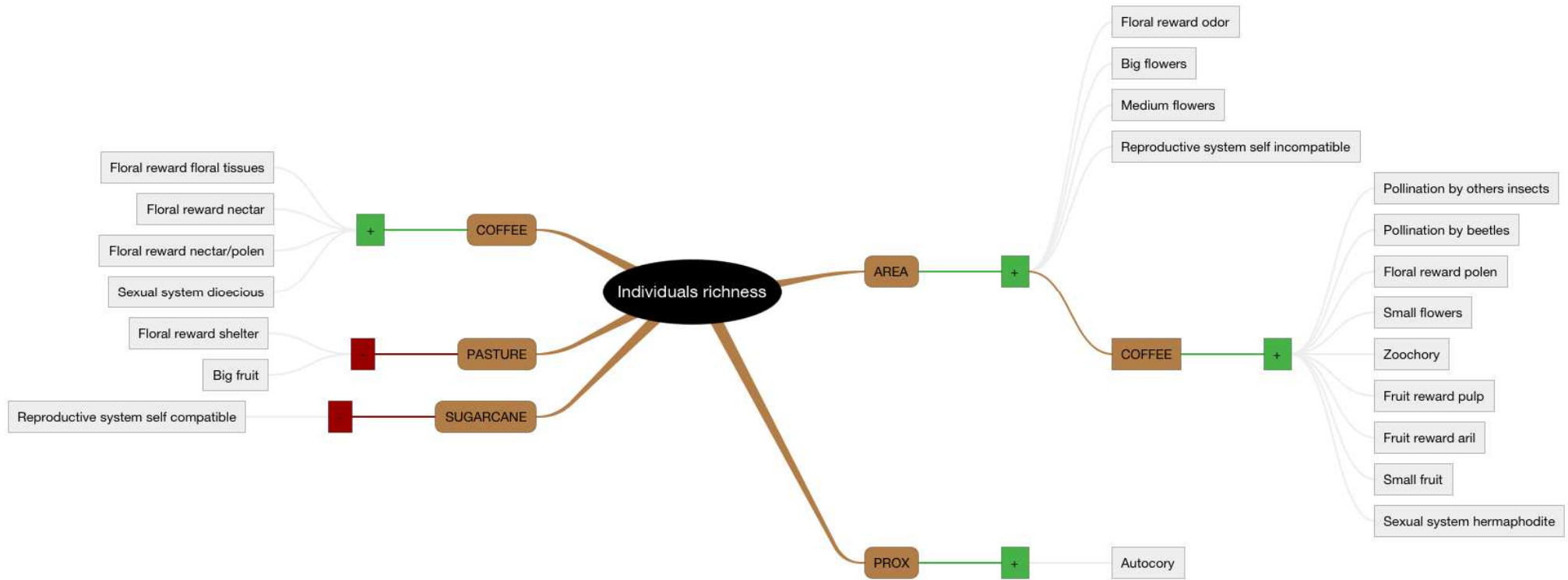
Figure 02. Valid parameters of landscape structure on the diversity of functional associations and their relationships. (+) = Positive influence. (-) = Negative influence. Area: Fragment area. Pasture: Percentage of pasture matrix. Coffee: Percentage of coffee matrix. Sugarcane: Percentage of sugarcane matrix. PROX: Connectivity.

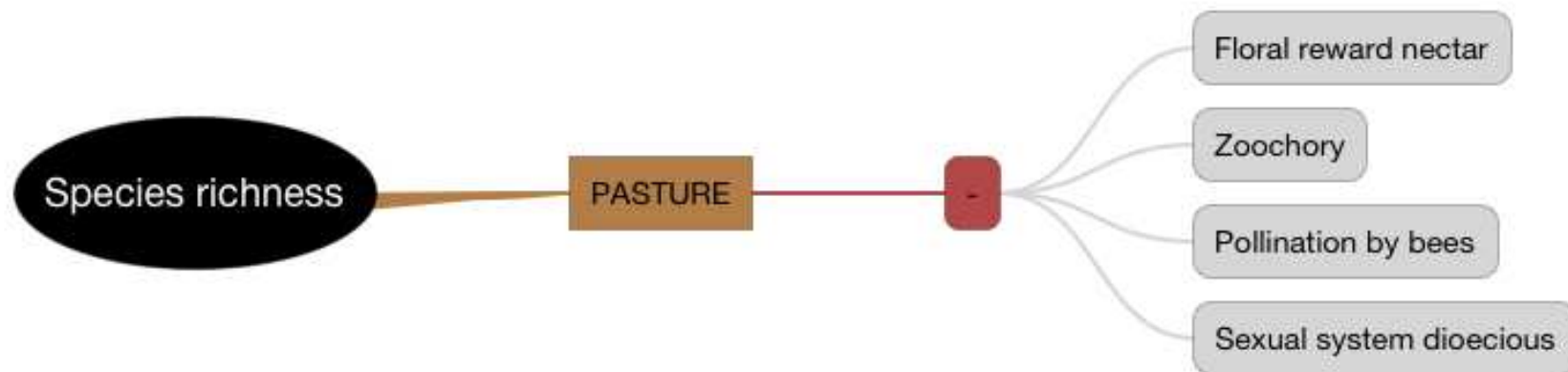
Figure 03. Influence of landscape structure parameters on individual richness in reproductive functional groups (RFGs). (+) = Positive influence. (-) = Negative influence. Area: Fragment area. Pasture: Percentage of pasture matrix. Coffee: Percentage of coffee matrix. Sugarcane: Percentage of sugarcane matrix. PROX: Connectivity.

Figure 04. Influence of landscape structure parameters on species richness in reproductive functional groups (RFGs). (+) = Positive influence. (-) = Negative influence. Pasture: Percentage of pasture matrix.









**ANEXO 01:** Classificação das espécies estudadas nos agrupamentos funcionais e grupos funcionais reprodutivos.

Família	Espécie	Sistema de polinização	Recompensa floral	Tamanho da flor	Síndrome de dispersão	Recompensa do fruto	Tamanho do fruto	Sistema sexual	Sistema Reprodutivo
Acanthaceae	<i>Aniba canelilla</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Aniba firmula</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Outros Insetos	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Tapirira obtusa</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
	<i>Lithraea molleoides</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Astronium graveolens</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Astronium fraxinifolium</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i>	Besouros			Zoocoria	Arilo	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Duguetia lanceolata</i>	Besouros	Partes florais		Zoocoria	Arilo	Médio	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Rollinia emarginata</i>	Outros Insetos	Pólen	Media	Zoocoria	Polpa	Pequeno		

	<i>Guatteria acutiflora</i>	Besouros	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	
	<i>Guatteria australis</i>	Besouros	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	Borboletas	Odor	Media	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	Outros Insetos		Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	
Aquifoliaceae	<i>Ilex cerasifolia</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria				
	<i>Dendropanax cuneatus</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Ilex paraguariensis</i>	Vertebrados		Media	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatum</i>	Moscas	Néctar		Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Outros Insetos	Néctar/Pólen		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Geonoma schottiana</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
	<i>Syagrus oleracea</i>	Outros Insetos	Néctar/Pólen		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	Abelhas	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	Auto incompatível
Asteraceae	<i>Dasyphyllum brasiliensis</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria				

	<i>Piptocarpha leprosa</i>	Outros Insetos		Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	
Bignoniaceae	<i>Vernonanthura divaricata</i>	Abelhas		Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno		
	<i>Handroanthus ochraceus</i>	Abelhas	Néctar	Grande	Anemocoria	Sem recompensa	Médio	Dióica	Auto incompatível
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Vertebrados	Néctar	Grande	Anemocoria	Sem recompensa	Grande	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Cybistax antisyphilitica</i>	Abelhas	Néctar	Grande	Anemocoria	Sem recompensa	Grande	Hermafrodita	
	<i>Jacaranda micrantha</i>	Abelhas	Néctar	Grande	Anemocoria	Sem recompensa	Médio	Hermafrodita	
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	
	<i>Protium heptaphyllum</i>	Abelhas		Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Protium spruceanum</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Caesalpiniaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	Vertebrados		Grande	Zoocoria	Polpa	Grande	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Senna venulosa</i>	Outros Insetos	Néctar	Grande	Autocoria	Sem recompensa	Grande	Hermafrodita	Auto compatível



Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno		
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i>	Borboletas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Médio	Dióica	Auto incompatível
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Vento	Sem recompensa		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Cecropia glaziovii</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Arilo			Hermafrodita
	<i>Maytenus ilicifolia</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo			Hermafrodita
	<i>Salacia crassifolia</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno		
	<i>Salacia elliptica</i>				Zoocoria	Polpa	Médio	Dióica	Auto incompatível
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i>	Outros Insetos	Néctar/Pólen		Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Clusiaceae	<i>Vismia guianensis</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto incompatível
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno		
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i>	Outros			Anemocoria	Sem			Hermafrodita

		Insetos				recompensa			
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum revolutum</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	Vertebrados	Néctar/Pólen	Pequena	Autocoria	Sem recompensa	Pequeno	Monóica	Auto incompatível
	<i>Manihot grahamii</i>	Abelhas	Néctar/Pólen		Autocoria	Sem recompensa	Pequeno	Monóica	Auto incompatível
	<i>Maprounea guianensis</i>	Outros Insetos	Néctar	Media	Autocoria	Arilo	Pequeno	Monóica	Auto incompatível
	<i>Pera glabrata</i>	Outros Insetos			Autocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Croton floribundus</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Autocoria	Sem recompensa	Pequeno	Monóica	
	<i>Sebastiania serrata</i>	Outros Insetos	Néctar		Autocoria	Sem recompensa		Monóica	
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Abelhas	Néctar		Autocoria	Sem recompensa	Grande	Monóica	
	<i>Sebastiania commersoniana</i>	Abelhas	Néctar	Grande	Autocoria	Sem recompensa	Medio	Monóica	
	<i>Alchornea glandulosa</i>	Outros Insetos		Media	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível

	<i>Mabea piriri</i>	Vertebrados		Pequena	Autocoria	Sem recompensa		Monóica	Auto incompatível
	<i>Mabea pohliana</i>	Vertebrados			Autocoria	Sem recompensa		Monóica	Auto incompatível
	<i>Pera obovata</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
Fabaceae	<i>Platycyamus regnellii</i>	Outros Insetos	Óleo	Grande	Autocoria	Sem recompensa			
	<i>Tachigali rugosa</i>	Vento		Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Grande		Hermafrodita
	<i>Acacia polyphylla</i>	Outros Insetos			Autocoria	Sem recompensa	Médio		Monóica
	<i>Bauhinia forficata</i>	Vertebrados	Néctar	Grande	Autocoria	Sem recompensa	Grande		Hermafrodita Auto incompatível
	<i>Bauhinia longifolia</i>	Vertebrados	Néctar	Grande	Autocoria	Sem recompensa	Grande		Hermafrodita Auto incompatível
	<i>Machaerium nictitans</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno		Hermafrodita
	<i>Machaerium villosum</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria	Sem recompensa			Hermafrodita Auto incompatível
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Abelhas	Néctar		Autocoria	Sem recompensa	Grande		Hermafrodita
	<i>Andira ormosioides</i>	Abelhas	Néctar	Media	Zoocoria	Polpa			Hermafrodita

	<i>Tachigali denudata</i>	Abelhas	Néctar		Autocoria	Sem recompensa		Hermafrodita	
	<i>Sweetia fruticosa</i>	Outros Insetos		Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Médio	Hermafrodita	
	<i>Bauhinia rufa</i>	Vertebrados	Néctar		Autocoria	Sem recompensa	Médio	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Machaerium acutifolium</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Médio	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Machaerium hirtum</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Machaerium stipitatum</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Inga edulis</i>	Borboletas	Néctar	Media	Zoocoria	Arilo	Grande	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Inga cylindrica</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Arilo	Grande	Hermafrodita	Auto incompatível
Hippocrateaceae	<i>Ficus glabra</i>	Outros Insetos	Abrigo		Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
	<i>Cheilochlinium serratum</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
Lacistemaceae	<i>Lacistema hasslerianum</i>	Abelhas	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Arilo	Grande	Hermafrodita	
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível

	<i>Nectandra oppositifolia</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
	<i>Ocotea corymbosa</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno		
	<i>Persea willdenovii</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
	<i>Ocotea odorifera</i>	Outros Insetos	Odor	Grande	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Monóica	Auto compatível
	<i>Ocotea aciphylla</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
	<i>Ocotea minarum</i>	Outros Insetos			Zoocoria			Monóica	
	<i>Cryptocarya moschata</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Aiouea saligna</i>	Vertebrados			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	Auto incompatível
	<i>Nectandra megapotamica</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Nectandra membranacea</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Criptocaria aschersoniana</i>					Polpa			Auto incompatível
Leguminosae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Outros	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Sem	Pequeno	Hermafrodita	Auto

		Insetos				recompensa		incompatível	
	<i>Platypodium elegans</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria	Sem recompensa	Médio	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Dalbergia villosa</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno		
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Abelhas	Óleo	Media	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	Vertebrados			Zoocoria	Polpa	Pequeno		
	<i>Byrsonima laxiflora</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i>	Abelhas	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Miconia argyrophylla</i>	Abelhas	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Miconia wilddenowii</i>	Abelhas		Pequena	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Miconia cubatanensis</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Miconia pepericarpa</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Trichilia emarginata</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Arilo		Dióica	Auto

	<i>Trichilia hirta</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Arilo		Dióica	Auto incompatível
	<i>Trichilia pallida</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo		Monóica	
	<i>Guarea kunthiana</i>	Abelhas	Néctar	Grande	Zoocoria	Arilo		Dióica	Auto incompatível
	<i>Cedrela fissilis</i>	Outros Insetos		Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Trichilia catigua</i>	Abelhas		Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Trichilia claussoni</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Trichilia elegans</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Trichilia casaretti</i>	Abelhas	Néctar/Pólen	Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Monimiaceae	<i>Mollinedia widgrenii</i>	Outros Insetos	Abrigo	Pequena	Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i>	Outros Insetos	Abrigo		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Ficus pertusa</i>	Outros Insetos	Abrigo		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível

	<i>Ficus gomelleira</i>	Outros Insetos	Abrigo		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dioica	Auto incompatível
	<i>Sorocea bonplandii</i>	Abelhas	Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dioica	
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dioica	Auto incompatível
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Eugenia ternatifolia</i>	Abelhas	Pólen		Zoocoria			Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Siphoneugena densiflora</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Calyptranthes clusiifolia</i>	Abelhas	Pólen	Media	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	
	<i>Calyptranthes widgreniana</i>	Outros Insetos	Pólen	Media	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	
	<i>Eugenia acutata</i>	Outros Insetos	Pólen		Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Myrcia splendens</i>	Outros Insetos	Pólen	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Eugenia aurata</i>	Abelhas	Odor		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Marlieria racemosa</i>	Abelhas	Néctar						
	<i>Eugenia leitonii</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Polpa	Médio	Hermafrodita	Auto compatível



	<i>Eugenia sonderiana</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Medio	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Marlieria laevigata</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno		
	<i>Myrcia hebepectata</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Myrciaria floribunda</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	Auto compatível
	<i>Myrciaria pallida</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa		Monóica	Auto compatível
	<i>Calyptranthes brasiliensis</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno		
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i>			Pequena	Zoocoria				
	<i>Guapira opposita</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	
Ochnaceae	<i>Ouratea semiserrata</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
Oleaceae	<i>Chionanthus filiformis</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno		
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i>			Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dioica	Auto

									incompatível
Piperaceae	<i>Piper amalago</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
	<i>Piper regnellii</i>	Abelhas			Zoocoria	Polpa		Monóica	
	<i>Piper arboreum</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno		
Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	Auto incompatível
	<i>Cordia concolor</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa		Dióica	Auto incompatível
	<i>Faramea nigrescens</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa		Monóica	
	<i>Guettarda uruguensis</i>	Outros Insetos	Néctar		Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Randia armata</i>				Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Rudgea jasminoides</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	
	<i>Ixora brevifolia</i>	Outros Insetos		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Alseis floribunda</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno		Auto incompatível

	<i>Machaonia brasiliensis</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Amaioua guianensis</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Amaioua intermedia</i>	Vertebrados			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Cordia sessilis</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Chomelia brasiliiana</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto incompatível
Rutaceae	<i>Metrodorea stipularis</i>	Moscas			Autocoria	Sem recompensa			
	<i>Zanthoxylum monogynum</i>			Pequena	Zoocoria				
	<i>Galipea jasminiflora</i>	Outros Insetos	Néctar/Pólen		Autocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Zanthoxylum rhoifolia</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i>	Abelhas	Néctar/Pólen		Zoocoria	Arilo	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Casearia gossypiosperma</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Anemocoria			Hermafrodita	Auto compatível

	<i>Casearia sylvestris</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Casearia decandra</i>	Abelhas	Óleo	Pequena	Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Casearia obliqua</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Grande	Hermafrodita	Auto compatível
	<i>Casearia lasiophylla</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Médio	Hermafrodita	
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Abelhas	Néctar/Pólen		Zoocoria	Arilo	Pequeno	Monóica	
	<i>Cupania zanthoxyloides</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Arilo	Pequeno	Monóica	
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Matayba guianensis</i>	Abelhas	Néctar/Pólen		Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Matayba juglandifolia</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Allophylus racemosus</i>	Vertebrados		Pequena	Zoocoria	Arilo	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Abelhas	Néctar		Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria		Pequeno		
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	

Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	Moscas		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
Solanaceae	<i>Solanum leucodendron</i>	Abelhas	Pólen		Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Abelhas	Néctar	Media	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Monóica	
Styracaceae	<i>Styrax camporum</i>	Outros Insetos	Néctar/Pólen	Grande	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
	<i>Styrax latifolius</i>	Abelhas	Néctar		Zoocoria	Polpa		Hermafrodita	Auto incompatível
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i>	Abelhas	Néctar	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno		
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis utilis</i>	Outros Insetos			Zoocoria	Polpa	Pequeno		
Tiliaceae	<i>Luehea candicans</i>				Autocoria			Dióica	Auto incompatível
	<i>Luehea grandiflora</i>	Abelhas	Néctar	Grande	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível
Urticaceae	<i>Ureia baccifera</i>	Vento		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
	<i>Ureia caracasana</i>	Vento	Sem recompensa	Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Dióica	Auto incompatível
Verbenaceae	<i>Vitex polygama</i>	Abelhas		Pequena	Zoocoria	Polpa	Pequeno	Hermafrodita	
	<i>Callisthene major</i>	Outros Insetos	Néctar	Pequena	Anemocoria	Sem recompensa	Pequeno	Hermafrodita	Auto incompatível

*Qualea dichotoma*

Abelhas

Anemocoria

Sem  
recompensa

Pequeno

Hermafrodita

---