UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

Impacto da redução de cobertura florestal sobre a remoção de frutos zoocóricos de duas espécies de Melastomataceae em área de Mata Atlântica no Sul da Bahia

Discente: Diego Sá Antunes Ribeiro

Orientador: Dr. Julio Ernesto Baumgarten

Co-orientadora: Dra. Eliana Cazetta

Ilhéus – BA
2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Zoologia.

Discente: Diego Sá Antunes Ribeiro

Orientador: Dr. Julio Ernesto Baumgarten

Co-orientadora: Dra. Eliana Cazetta

Ilhéus – BA
2013

R484 Ribeiro, Diego Sá Antunes.
Impacto da redução de cobertura florestal sobre a remoção de frutos zoocóricos de duas espécies de Melastomataceae em área de Mata Atlântica no Sul da Bahia / Diego Sá Antunes Ribeiro. – Ilhéus, BA: UESC, 2013.
43 f. : il.

Orientador: Júlio Ernesto Baumgarten.
Co-orientadora: Eliana Cazzeta.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de nta Cruz. Programa de Pós-graduação em Zoologia.
Inclui referências.

1. Sementes – Dispersão. 2. Habitat (ecologia). 3. Polinização. 4. Vegetação – Cobertura. I. Título.

CDD 581.467

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO - PROPP
SECRETARIA GERAL DE CURSOS - SECREGE
PROGRAMA DE PÓS – GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
MESTRADO EM ZOOLOGIA APLICADA

ATA DA DEFESA PÚBLICA Nº 118
DISSERTAÇÃO DE **Diego Sá Antunes Ribeiro** NO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA stricto sensu – ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA APLICADA – NIVEL: MESTRADO ACADÊMICO.

Aos dias 12 do mês de agosto do ano de dois mil e treze, às 09h00min horas, reuniu-se na sala de Multimeios da Biblioteca, na Universidade Estadual de Santa Cruz, a Comissão Examinadora, composta pelas Doutoras, Marina Correa Cortes e Camila Righetto Cassano examinadoras, e por mim, Julio Ernesto Baumgarten, orientador, para julgar o trabalho intitulado: **"IMPACTO DA REDUÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL SOBRE A REMOÇÃO DE FRUTOS ZOOCÓRIOS DE DUAS ESPÉCIES DE MELASTOMATACEAE EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DA BAHIA"** de autoria de Diego Sá Antunes Ribeiro. Após argüição e discussão, a banca examinou, analisou e avaliou o referido trabalho, chegando à conclusão que este está Aprovado. Nada mais havendo a ser tratada, esta Comissão Examinadora encerrou a Reunião da qual eu, Julio Ernesto Baumgarten, Presidente desta Banca, lavrei a presente ATA que, após lida e aprovada vai assinada pelos seus membros.

Prof. Soane Nazaré de Andrade, Ilhéus, Bahia, 12 de Agosto de 2013.

Dra. Julio Ernesto Baumgarten
Orientador

Dra. Marina Correa Cortes
Examinadora

Dra. Camila Righetto Cassano
Examinadora

Universidade Estadual de Santa Cruz
Programa de Pós-Graduação em Zoologia
Campus Prof. Soane Nazaré de Andrade, Km 16 – Rodovia Ilhéus-Itabuna
Fone: (73) 3680-5262 • Fax: (73) 3680-5101
Cep: 45662-900 – Ilhéus-Bahia-Brasil
E-Mail: ppgzoo@uesc.br

AGRADECIMENTOS

À UESC e ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia pela oportunidade de realização do curso e apoio logístico.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa no segundo ano do mestrado.

Ao professor Dr. Julio Baumgarten, pelos ensinamentos, ideias e orientações na realização da pesquisa. Muito obrigado pela ajuda, aprendi muito com você.

A professora Dra. Eliana Cazetta, por toda atenção que dedicou a mim e pelas orientações e dicas valiosas que ajudaram muito na realização do trabalho.

Ao Dr. Gastón Giné e a Dra. Camila Cassano por aceitarem participar como banca na minha qualificação. Obrigado pelas sugestões.

A Dra. Marina Côrtes e Dra. Camila Cassano, por aceitarem participar como examinadores na defesa da dissertação.

A minha família, Waldo, Diana e Ana, que sempre me apoiaram de todas as formas possíveis durante a realização do mestrado. Obrigado por serem pessoas maravilhosas comigo, serei sempre grato a vocês.

A Tereza, minha querida avó, que sempre me apoiou e incentivou durante a realização do mestrado. Muito obrigado.

A Lara minha companheira, que esteve ao meu lado e passou por todos os momentos desta fase comigo. Sem você não seria possível.

A todos os integrantes do Sisbiota, em especial a Deborah, Diogo, Zé e Michaele, obrigado pelo apoio logístico e pelas dicas durante a realização do trabalho.

Aos professores do programa de mestrado em Zoologia pelos ensinamentos.

Aos companheiros que ajudaram na coleta de dados: Lara, Bruna, João, Chico, Leo e Thiago.

SUMÁRIO

RESUMO
ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO.....7
2. REVISÃO DE LITERATURA.....10
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....15
3.1. Área de estudo.....15
3.2. Caracterização das espécies.....17
3.3. Seleção dos sítios amostrais.....19
3.4. Experimento de remoção dos frutos.....20
3.5. Abertura de dossel.....21
3.6. Densidade e altura das plantas.....22
3.7. Cobertura florestal da paisagem.....22
3.8. Análise dos dados.....23
4. RESULTADOS.....23
5. DISCUSSÃO.....28
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....32
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....33

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização do sul da Bahia com as regiões de Una e Belmonte onde foram realizadas as coletas de dados do projeto (fonte: Faria et al., 2006).....16

Figura 2 - Fotos de frutos verdes e maduros da espécie *Clidemia capitellata* encontrado na região de Una/BA.....17

Figura 3 - Foto de fruto maduro já consumido por algum animal e de um ramo da espécie *Henriettea succosa* presente na região de Una/BA.....18

Figura 4 - Distribuição dos sítios de amostragem no sul da Bahia (imagem da esquerda) e representação aproximada de três (0,5 km, 2 km e 5 km) das seis escalas que foram utilizadas para o cálculo das porcentagens de cobertura florestal.....20

Figura 5 - Experimentos para a avaliação da taxa de remoção de frutos das espécies *Clidemia capitellata* (A) e *Henriettea succosa* (B).....21

Figura 6 - Boxplot demonstrando a variação nas porcentagens de cobertura florestal nos sítios amostrais, nas seis escalas espaciais (0,5 km – 5 km).....24

Figura 7 - Resultados da regressão polinomial quadrática utilizando as taxas de remoção transformadas (log10) e as porcentagens de cobertura florestal nas escalas de 0,5 km, 2 km, 3 km e 5 km para a espécie *Clidemia capitellata*.....26

Figura 8 - Resultados da regressão polinomial quadrática utilizando as taxas de remoção transformadas (log10) e as porcentagens de cobertura florestal nas escalas de 0,5 km, 2 km, 3 km e 5 km para a espécie *Henriettea succosa*.....27

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados das correlações (correlação de Pearson) utilizando a taxa remoção de frutos como variável dependente e as variáveis locais como independentes, para as duas espécies do estudo.....24

Tabela 2 – Resultado das regressões utilizadas para testar a influência da cobertura florestal em diferentes escalas espaciais, nas taxas de remoção de frutos das duas espécies do estudo.....25

Impacto da redução de cobertura florestal sobre a remoção de frutos zoocóricos de duas espécies de Melastomataceae em área de Mata Atlântica no Sul da Bahia

RESUMO

A remoção de sementes é o primeiro estágio da dispersão zoocórica. O processo de dispersão das sementes é considerado chave para a maioria das plantas, principalmente em florestas tropicais, onde até 90% de todas as árvores são zoocóricas. Uma redução na remoção de sementes pode acarretar diversas consequências negativas em processos ecológicos, inclusive na dispersão de sementes. As modificações antrópicas têm reduzido a cobertura florestal modificando as paisagens e alterando a conectividade funcional e estrutural dos ambientes. Estes fenômenos vêm influenciando diversos processos funcionais essenciais para a manutenção dos ecossistemas florestais. O presente estudo teve como objetivo principal avaliar o efeito da perda de cobertura florestal em diferentes escalas espaciais e mudanças estruturais da vegetação sobre a porcentagem de remoção de frutos de duas espécies da família Melastomataceae na Floresta Atlântica no Sul da Bahia. Em um acompanhamento de 17.981 frutos de *Clidemia capitellata* e 4.488 frutos de *Henriettea succosa*, as espécies apresentaram uma média de 16,53% e 20,61% de frutos removidos após 60 dias, respectivamente. Os resultados desta pesquisa demonstram uma influência negativa da perda de cobertura florestal na taxa de remoção de frutos das duas espécies nas regiões estudadas, havendo maior remoção nos locais com grande porcentagem de cobertura florestal remanescente na paisagem. Uma possível explicação para este fenômeno pode ser uma maior riqueza e abundância de espécies consumidoras nas áreas com maior cobertura florestal, aumentando assim a demanda pelo fruto das espécies.

Palavras-chave: Conectividade funcional, dispersão, perda de habitat florestal, estrutura da vegetação.

Impact of forest cover reduction on the removal of zoochoric fruit of two Melastomataceae species in the Atlantic Forest in southern Bahia

ABSTRACT

The removal of seeds is the first stage of zoochoric dispersion. The seed dispersal process is considered key for most plants, especially in tropical forests, where up to 90% of all trees are zoochoric. A reduction in seed removal can cause various negative effects on ecological processes, including seed dispersal. Anthropogenic changes have reduced the forest cover modifying landscapes and changing functional connectivity and structural environments. These phenomena have influenced many functional processes essential for the maintenance of forest ecosystems. Thus the present study aimed to evaluate, at different spatial scales, the effect of the loss of forest cover and vegetation structure on the percentage of removal of fruits of two species of Melastomataceae in the Atlantic Forest in southern Bahia. A total of 17,981 fruits of *Clidemia capitellata* and 4,488 of *Henriettea succosa* were counted, the species presented a total average of 16.53% of fruit removal and 20.61% of the ones removed during 60 days, respectively. The results demonstrate a negative effect of the loss of forest cover in the fruit removal rate of the two species in the regions studied, with greater removal in areas with higher percentage of forest cover in the landscape. One possible explanation for this phenomenon may be a higher species richness and abundance of consumers in areas with higher forest cover, thus increasing the demand for the fruit of the species.

Keywords: functional connectivity, dispersion, loss of forest habitat, vegetation structure.

1. INTRODUÇÃO

A remoção dos frutos representa o primeiro estágio na dispersão de sementes realizada por animais. Dispersão zoocórica é o processo no qual as sementes são removidas da planta mãe e transportadas para distâncias onde podem encontrar condições favoráveis ao desenvolvimento. Este processo é considerado chave para a maioria das plantas, principalmente nos trópicos (Howe & Miriti, 2004). Em florestas tropicais até 90% de todas as árvores são zoocóricas, enquanto até 50% das aves e mamíferos consomem frutos ao menos uma vez ao ano, sendo potenciais dispersores (Fleming, 1987).

A redução nas taxas de remoção de sementes ocasionadas por alterações antrópicas no ambiente, pode acarretar diversas consequências negativas em processos ecológicos. Com a diminuição na remoção, os frutos, em sua maioria, acabam caindo próximos à planta mãe e quase sempre as sementes estão destinadas a morrer pelas condições adversas encontradas no local (Janzen, 1970; Howe et al., 1985). Como por exemplo, o aumento de predação e a maior competição por recursos (Howe, 1993). Uma das consequências destes processos gerados por ações antrópicas é uma menor riqueza e abundância de plântulas de espécies zoocóricas, comprometendo o recrutamento das populações destas espécies (Cordeiro & Howe, 2003). Como resultado diversas espécies de frugívoros podem também ser negativamente afetadas caso estas espécies de plantas representem uma “espécie chave” na área considerada (Kirika et al., 2008).

Os processos de polinização e dispersão de sementes são primordiais para a movimentação dos genes das plantas (Jordano et al., 2006). As sementes que são recrutadas em uma nova geração da população contribuem para aumentar a variabilidade genética, portanto a dispersão de sementes por animais influência os padrões de fluxo gênico e a estrutura genética das populações (Jordano et al., 2006).

Dentre os frugívoros, os morcegos e as aves estão entre os grandes consumidores de frutos e entre os maiores contribuintes para o processo de regeneração de florestas através da dispersão de sementes (Fleming & Heithaus, 1981; Levey, 1988). A estrutura do habitat e a composição da

vegetação local podem influenciar o comportamento alimentar dos animais, como por exemplo, a produtividade da planta (Korine et al., 2000), densidade de plantas (Carlo, 2005), distribuição de alimento e abertura de dossel (Nogales et al. 1999) ou fatores combinados (Izhaki et al., 2002). Duas variáveis em escala local, disponibilidade de frutos e densidade, são as causas mais comumente relatados de variação na remoção dos frutos (Sargent, 1990; Carlo et al., 2007; Ortiz-Pulido et al., 2007). Frugívoros são geralmente atraídos por árvores que produzem mais frutos (Sargent 1990, Ortiz-Pulido et al., 2007). Áreas com maior cobertura de dossel demonstram oferecer menor risco de predação para estes animais (Kim et al., 2003), podendo assim apresentar maior visitação e possivelmente maiores taxas de remoção de frutos.

A perda da cobertura florestal dos ambientes naturais através da retirada de vegetação nativa e exploração da terra dão origem a uma paisagem em mosaico formada por manchas de florestas inseridas em ambientes diferentes do original, denominados matriz, onde a maioria dos organismos não consegue manter populações viáveis (Fahrig, 1998). Os organismos que melhor respondem as características da matriz são, portanto, mais tolerantes e podem ser mais abundantes nestas manchas que restaram de florestas (Anjos & Boçon, 1999; Gascon et al., 1999). Estudos em paisagem variegada na região de plantações de cacau, chamadas de “cabruca”, no sul da Bahia, mostraram também que a diversidade de animais nas matrizes não está somente relacionada com a estrutura deste local, mas também com a quantidade de mata nativa restante na paisagem (Faria et al., 2006).

Além da perda de cobertura florestal (perda de habitat florestal), o uso antrópico leva a fragmentação das florestas e resulta em diversos efeitos na estrutura da paisagem, como o aumento do número de manchas florestais, a diminuição do seu tamanho e um maior isolamento (Fahrig 2003). As mudanças no tamanho e distância dos fragmentos têm provocado diversos efeitos sobre a abundância e riqueza dos organismos (Opdam et al., 1985; Uezu & Metzger, 2011). Em áreas com cobertura florestal reduzida, os remanescentes tornam-se os únicos habitats disponíveis para espécies tipicamente florestais e acabam mantendo apenas um subconjunto alterado da comunidade original (Antunes, 2005). Principalmente as espécies de animais de grande porte têm demonstrado ser mais suscetíveis à fragmentação do

ambiente (Corlett, 2009), porém os frugívoros pequenos como aves, morcegos e insetos têm apresentado menor riqueza e abundância em paisagens fragmentadas (Carvalho & Vaconcelos, 1999; Cosson et al., 1999; Andresen, 2003). Em um estudo realizado na Australia, Radford et al. (2005), observaram em paisagens fragmentadas que a abaixo dos 10% de cobertura florestal restante na paisagem havia uma queda na riqueza de espécies tipicamente florestais, ou seja, menos generalistas. Segundo Laurance et al. (2001) a diminuição das espécies de plantas arbóreas devido às alterações do habitat não é um processo aleatório, sugerindo que as modificações nas populações de plantas zoocóricas e animais frugívoros provavelmente estão relacionadas.

Podemos relacionar os efeitos destes processos às mudanças ocorridas na conectividade funcional e estrutural da paisagem, sendo que a capacidade de se movimentar pela matriz através de paisagens está relacionada à distribuição dos elementos da paisagem e a real capacidade e habilidade dos organismos de se deslocar pela matriz e utilizar as manchas de habitat (Bennet, 2003). Quanto maior a distância e menor a área do fragmento, maior será o isolamento estrutural e menor será a conectividade funcional (dependendo da capacidade de dispersão dos organismos), podendo chegar a ser interrompida (Ribeiro et al., 2009). Pardini et al. (2010), propõe em seu trabalho um modelo conceitual testado com pequenos mamíferos não-voadores, onde a perda de cobertura florestal diminui a taxa de imigração entre os fragmentos (conectividade). Em seu modelo o tamanho da população e o risco de extinção local são determinados pelo tamanho do fragmento e as taxas de imigração são determinadas pela cobertura florestal na paisagem. Sendo a capacidade para recuperar perdas de espécies locais (redução na diversidade alfa) dependente da diversidade de espécies presentes na paisagem (diversidade gama).

Desde a década de 90, estudos vêm tentando investigar como estas modificações do ambiente estão afetando a remoção de sementes em fragmentos florestais que ainda resistem à degradação humana. As pesquisas têm demonstrado consequências divergentes nos ambientes estudados, com resultados onde as taxas de remoção de frutos foram inferiores nos menores fragmentos (Cordeiro et al., 2003; Cordeiro et al., 2009; Ponce et al., 2012) e outros onde não foram encontradas diferenças entre os fragmentos de

diferentes tamanhos (Uriarte et al., 2011; Schleuning et al., 2011). Alguns trabalhos ainda relacionaram a diminuição na remoção de frutos à degradação do ambiente, mas não à fragmentação (Kirika et al., 2008; Markl et al., 2012). As poucas pesquisas que investigaram a influência da porcentagem de cobertura florestal na remoção de frutos não encontraram diferenças significativas entre as áreas de estudo (Breitbach et al., 2010; Gonzales-Varo, 2010).

A maioria dos trabalhos realizados até o momento avalia o efeito do tamanho dos fragmentos e as distâncias entre eles como variáveis independentes. Pesquisas que investigam a influência da perda de cobertura florestal, principalmente utilizando diferentes escalas de paisagem, ainda são escassas. Assim o presente estudo teve como objetivo avaliar, em diferentes escalas espaciais, o efeito da perda de cobertura florestal e mudanças estruturais da vegetação sobre a taxa de remoção de frutos de duas espécies da família Melastomataceae na região Sul da Bahia. Para isso avaliou-se a relação entre as taxas de remoção de frutos e características estruturais da vegetação em nível local (abertura de dossel, densidade de plantas, altura das plantas, disponibilidade de frutos) e cobertura florestal da paisagem em escalas maiores. Esta pesquisa faz parte do projeto “Redes de Pesquisa em Funcionamento Ecológico de Paisagens Florestais Antrópicas” /SISBIOTA (edital CNPq n° 47/2010).

2. REVISÃO DE LITERATURA

Compreender e descobrir o papel das interações planta-animal no funcionamento das florestas tem sido um grande desafio. O intenso uso da terra fragmentou as florestas e afetou diversas populações, alterando o tamanho, composição, distribuição e comportamentos de diversas espécies (Kanowski et al., 2004). Desde o final do século passado diversos cientistas do mundo vêm tentando entender como a degradação do ambiente causada pelo ser humano influência a dispersão de sementes. Abordamos nesta revisão pesquisas desenvolvidas principalmente posteriores ao ano de 2005 que

investigam relações entre as alterações antrópicas e processos das diferentes etapas envolvidas na dispersão de sementes.

O processo de dispersão de sementes interage com os principais fatores que estão causando a mudança da biodiversidade no século XXI: mudança climática, invasões biológicas, caça excessiva e perda de habitat (Pereira et al., 2010). Para analisar o conhecimento sobre como estes fatores estão afetando o processo de dispersão de semente, McConkey et al. (2012) revisaram trabalhos publicados principalmente na ultima década. Segundo os autores a maioria dos estudos de dispersão de sementes em paisagens fragmentadas estão focados nas características do fragmento, avaliando a influência que a área remanescente e/ou isolamento causam nos vários estágios do ciclo de dispersão de sementes. O processo de perda de habitat florestal (tamanho de fragmentos) e o crescente isolamento dos fragmentos restantes foram relatados como sendo possíveis causadores da diminuição na remoção de frutos e distâncias de dispersão das sementes dentro e entre os fragmentos na maioria dos sistemas estudados (Cordeiro et al., 2009; Kirika et al., 2008; Lehouck et al., 2009; Rodriguez-Cabal et al., 2007; Uriarte et al., 2011), porém os autores citam que existem exceções (Farwig et al., 2006). Além disso, os estudos demonstraram que espécies com frutos maiores tem seu processo de dispersão mais reduzido pela fragmentação em relação a plantas de frutos pequenos, que sofrem menos influência, tanto em paisagens temperadas como em tropicais (Cramer et al., 2007; McEuen & Curran, 2004; Galetti et al., 2013).

Também em estudo de revisão, Markl et al. (2012) realizaram uma meta-analise para testar se o tamanho do fragmento, caça e exploração seletiva de madeira afetam a dispersão de sementes mediada por animais. Com os trabalhos selecionados foram investigados os efeitos do tamanho do fragmento, caça e exploração seletiva de madeira em três componentes da dispersão de sementes: taxa de visitação de animais frugívoros, número de sementes removidas e a média da distância de dispersão de sementes. Nenhuma das perturbações humanas afetou a taxa de visitação e foram marginalmente associados com a redução na distância de dispersão de sementes. A caça e a exploração de madeira foram associadas a uma grande redução no número de sementes removidas, porém o tamanho do fragmento não demonstrou afetar a remoção das sementes. Em sua pesquisa Markl et al.

(2012) a redução na área florestal após a fragmentação demonstrou ter efeitos mais fracos nos processos da dispersão de sementes mediadas por animais do que a caça e a exploração seletiva de madeira. Este resultado é diferente do estudo desenvolvido por Schleuning et al. (2011), que encontrou um aumento na remoção de sementes em ambientes com maior grau de exploração de madeira. Os autores sugerem que esse fato pode ser devido a mudanças no comportamento dos animais em relação às alterações no ambiente, pois não houve diferenças na diversidade de dispersores. Em pesquisa realizada no México uma área com alto índice de corte seletivo de madeira não apresentou alteração nas taxas de predação de sementes e uma das espécies estudadas demonstrou uma queda de predação de suas sementes na floresta madura, quando comparada com as florestas secundárias (Andresen & Pedroza-Espino, 2005). Outras duas pesquisas investigaram os efeitos da degradação do ambiente e/ou exploração de madeira sobre processos da dispersão de sementes realizada por animais (Staggmeier & Galetti, 2007; Kirica et al, 2008). Ambas demonstraram queda na riqueza e abundância de espécies de dispersores e nas taxas de visitação e remoção de frutos nos ambientes mais degradados.

Diversos estudos investigaram como a dispersão é alterada à medida que temos fragmentos de diferentes tamanhos. Muitos deles indicaram um aumento na visitação e remoção de frutos ou maior relação com bons dispersores nos fragmentos maiores, indicando uma maior tendência à dispersão de qualidade nos ambientes mais preservados (Cordeiro et al., 2003; Cordeiro et al., 2009; Moran et al., 2009; Vergara et al., 2010; Rabelo et al., 2010; Ponce et al., 2012). Porém existem exceções, como por exemplo, o estudo de Uriarte et al. (2011) que não encontrou diferença na remoção e abundância de dispersores de frutos nos fragmentos, apesar de ter encontrado menos indivíduos de uma espécie frugívora de grande porte nos menores fragmentos. Em vários trabalhos a distribuição e abundância de dispersores foram afetadas pelo tamanho do fragmento, principalmente as espécies de grande porte (Moran et al., 2009; Cordeiro et al., 2003; Cordeiro et al., 2009).

A maioria das pesquisas que abordaram a influência da cobertura florestal ou cobertura arbórea nos processos da dispersão zoocórica são estudos recentes, desenvolvidos na ultima década. García & Chacoff (2006)

utilizaram três escalas espaciais de cobertura arbórea (10m, 20-50m e 50-100m) para avaliar as mudanças na polinização, frugívoria e predação de sementes. A frugívoria foi negativamente relacionada com a perda de cobertura arbórea na menor escala, mas não nas maiores. A resposta à perda de cobertura arbórea diferiu entre as interações, sendo que os efeitos da fragmentação sobre a polinização surgiram na maior escala, os de predação de sementes surgiram na escala intermediaria enquanto a frugivoria principalmente na menor escala espacial, sendo favorecida, segundo o autor, pela plasticidade das aves em enfrentar heterogeneidade espacial em diferentes escalas (García & Chacoff, 2006). Resultado diferente do de Breitbach et al. (2010), que não encontrou diminuição na visitação e remoção de sementes na escala local de porcentagem de cobertura arbórea do seu trabalho (16 m). Os autores também não encontraram diferenças significativas nas maiores escalas (500 m, 1000 m e 2000 m), onde foi calculada a porcentagem de cobertura florestal e habitats seminaturais. Apesar de a visitação ter sido um pouco afetada na escala de 500 m e a diversidade de dispersores ter diminuído em todas as escalas espaciais de cobertura florestal e habitat seminatural. Utilizando os mesmos dados coletados para o estudo anterior, Breitbach et al. (2012) compararam com novos dados coletados de polinização por abelhas em escala local (cobertura arbórea) e de paisagem (cobertura florestal e de habitat seminatural). Os resultados demonstraram que diferentes grupos funcionais de animais respondem de forma diferente aos gradientes de estrutura do habitat local, com as taxas de riqueza e visitação de abelhas maior em ambientes simples enquanto a riqueza de aves maior em ambientes complexos. No entanto a remoção de sementes (frutos) e a polinização não diferiram significativamente em ambas as escalas espaciais de cobertura florestal a habitat seminatural (Breitbach et al., 2012).

Outras duas pesquisas abordaram os efeitos da perda de cobertura florestal na dispersão de sementes (Herrera & Garcia, 2009; Herrera et al., 2011). Nestes estudos os autores utilizaram uma parcela de 400 x 440 m com variações de cobertura florestal de denso a escassa para avaliar a deposição de sementes, distância de dispersão e densidade de plântulas. A baixa cobertura florestal reduziu a deposição de sementes, porém no segundo ano do estudo quando a quantidade de frutos era menor e mais distribuída na

parcela o efeito da perda de cobertura florestal foi menor, indicando uma maior influência da distribuição dos frutos. Em uma das espécies estudadas a densidade de plântulas foi correlacionada com a fragmentação florestal e a distância de dispersão foi maior nas áreas com maior cobertura florestal e menor nas áreas com muitos frutos disponíveis. Em outra pesquisa Gonzales-Varo (2010) também sugere uma maior influência da disponibilidade dos frutos sobre a frugivoria, em seu estudo foram avaliados nove fragmentos de diferentes tamanhos e com cobertura florestal calculadas em um raio de 5 km ao redor de cada fragmento. Segundo o autor a taxa de frutos consumidos variou entre as espécies e os fragmentos e não se mostrou dependente da abundância de aves, porém os residentes foram mais encontrados nos maiores fragmentos e os pássaros migrantes predominantes em locais mais ricos em frutos. Além disso, as taxas de predação de sementes foram mais baixas, levando as de dispersão a serem mais altas, em grandes fragmentos com ambientes dominados pela espécie estudada (González-Varo, 2010).

De forma geral as pesquisas que abordam a quantidade de cobertura florestal não têm encontrado diferenças nas taxas de remoção de frutos nos ambientes estudados, porém estudos ainda são escassos, principalmente os que investigam o efeito da perda de cobertura florestal em diferentes escalas espaciais. Trabalhos que investigam o efeito do tamanho do fragmento têm sido utilizados a mais de três décadas pela ciência da conservação. Porém ainda necessitamos de pesquisas que avaliem a relação das espécies com o tamanho dos fragmentos em paisagens que diferem na quantidade de cobertura florestal (Pardini et al., 2010). O tamanho do fragmento como variável independente vem sendo questionado (Lindenmayer et al., 2008; Lindenmayer & Luck, 2005; Swift & Hannon, 2010), uma vez que as respostas podem variar entre as espécies dependendo da preferência de habitat e capacidade de dispersão (Andrén et al., 1997).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Sul da Bahia entre os municípios da região de Una e Belmonte (fig. 1), mais precisamente no entorno da cidade de Una e Santa Maria Eterna. Esta área é composta por remanescentes de florestas ombrófila densa madura, secundária e em diferentes fases de sucessão que se localizam imersos em uma paisagem que contém tipos variados de sistemas agroflorestais, pastagens e pequenos ambientes urbanizados.

Na região de Una temos principalmente sistemas agroflorestais, plantações sombreadas de cacau (cabrucas) e seringais compondo a matriz, entre outras culturas agronômicas e pastagens. Estudos realizados na região de Una, que apresenta uma paisagem variegada, mostraram uma grande diversidade biológica de grande parte das espécies florestais nativas de samambaias, borboletas, sapos, lagartos, aves, morcegos e pequenos mamíferos (Pardini et al., 2009).

No entorno de Santa Maria Eterna temos áreas de pastagens, plantações de eucalipto e cabrucas abandonadas dividindo o cenário em torno dos fragmentos. Segundo Nascimento (2007), com a queda do cacau devido à “vassoura de bruxa”, a silvicultura foi implantada a partir dos anos 1980 após o intenso uso dos recursos madeireiros, transformando cabrucas, capoeiras e pastos em plantações de eucalipto (*Eucaliptus granfis*), que avançaram do estado de Espirito Santo se tornando a principal atividade agrícola da região do Extremo Sul.

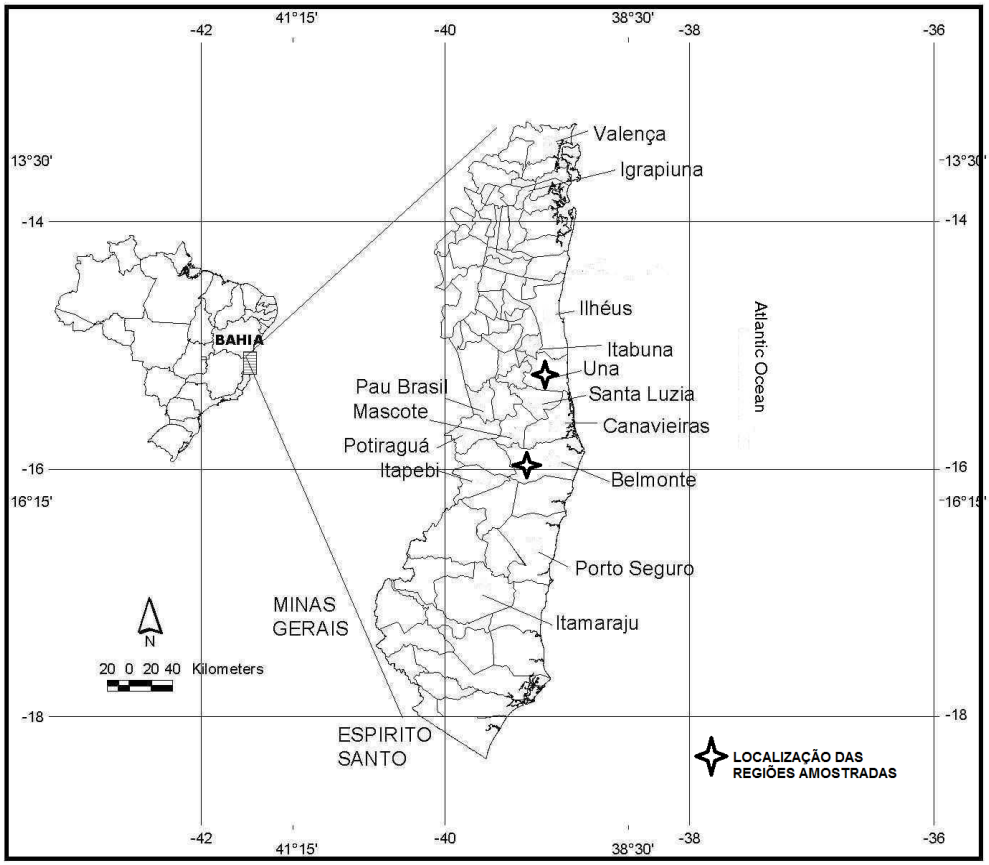


Figura 1 – Mapa de localização do sul da Bahia com as regiões de Una e Belmonte onde foram realizadas as coletas de dados do projeto (fonte: Faria et al., 2006).

Quanto às características naturais de Una, a temperatura anual média é de 24 C^o com precipitação média anual em torno de 2000 mm/ano, sem sazonalidade definida (Faria et al., 2006), porém autores indicam uma precipitação menor no período de 1 a 3 meses que ocorre geralmente de dezembro a março (Mori et al., 1983; Thomas et al., 1998). Em Belmonte, a pluviosidade média anual registrada é de 1.534,3 mm/ano com distribuição regular durante o ano e as temperaturas médias anuais são em torno de 24 C^o, sendo a região constituída de planície costeira, de tabuleiros e de serras (Nascimento, 2009). O clima é úmido, e úmido a subúmido, segundo a classificação de Thornthwaite e Matther (SEI, 1998).

3.2. Caracterização das Espécies

As plantas da família Melastomataceae possuem uma grande distribuição geográfica com ocorrência por todo o território nacional, sendo mais comum no Cerrado, Amazônia, formações de campos rupestres e Mata Atlântica, onde são mais frequentes nas florestas úmidas (Goldenberg et al., 2012). Esta família é representada por cerca de 4.500 espécies distribuídas em 150 gêneros (Renner et al., 2010). Nesta pesquisa foram estudadas duas espécies: *Clidemia capitellata* e *Henriettea succosa.*

Aproximadamente 175 das espécies da família pertencem ao gênero *Clidemia* (Renner, 1993), que é encontrada desde o sul do México até o Paraguai e Sul do Brasil (Wurdack et al., 1993). A espécie *Clidemia capitellata* (fig. 2) é arbustiva e tem, em geral, aproximadamente um metro de altura, entretanto no estudo chegou a 1,80 m. É considerada uma espécie pioneira, sendo encontrada em clareiras, bordas de trilhas e riachos. Apresenta frutos carnosos que quando maduros têm uma coloração enegrecida e tamanho médio de oito mm de diâmetro (fig. 2), contendo aproximadamente 400 sementes de aproximadamente 0,7 x 0,5 mm (Golgenberg et al., 2005).

Figura 2 – Fotos de frutos verdes e maduros da espécie *Clidemia capitellata* encontrado na região de Una/BA.

O gênero *Henriettea* tem ampla distribuição geográfica, ocorrendo no México, América Central, Colômbia, Venezuela, Guianas e Brasil, sendo constituído por cerca de 15 espécies (Pereira, 1961; Luckana & Berry 2001).

No Brasil, são encontrados nos estados do Acre, Amazonas, Pará, Pernambuco, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Silva & Baumgratz, 2008). A espécie *Henriettea succosa* (fig. 3) é uma planta arbustiva que pode chegar até 30 metros de altura, porém na região estudada apresentou de 5 a 13 metros. Também é considerada pioneira e apresenta frutos carnosos, globulosos (fig.3), de aproximadamente 1,5 cm de diâmetro, contendo muitas sementes de aproximadamente 1 mm (Silva, 2008).

Figura 3 - Foto de fruto maduro já consumido por algum animal e de um ramo da espécie *Henriettea succosa* presente na região de Una/BA.

As duas espécies de plantas do estudo parecem apresentar consumidores constituídos principalmente por espécies generalistas, consideradas menos susceptíveis aos efeitos da perda de habitat florestal. Para a espécie *Henriettea succosa* foi observado o consumo de frutos por espécies consideradas generalistas: *Euphonia violácea* (espécie mais registrada)*, Thraupis sayaca, Coereba flaveola, Turdus leucomelas, Pitangus sulphuratus, Turdus rufiventris* e *Carollia perspicillata*. Foram também encontrados registros de frugívoros de maior porte como *Cebus xanthosternos* e *Leontopithecus chrysomelas,* consumindo frutos da espécie *Henriettea succosa* (Gouveia, 2009; Oliveira et al., 2010). O gênero *Clidemia* possui alguns registros na literatura de espécies consumidoras consideradas generalistas, por exemplo: *Habia fuscicauda* e *Habia. Rubica* (Puebla-Olivares & Winker, 2004), *Pycnonotus jocosus* (Mandon-Dalger et al., 2004), *Manacus manacus* e *Pipra erythrocephala* (Morales-Betancourt et al. 2012), *Carollia perspicillata* (Lobova et al., 2009).

Foram coletados exemplares das duas plantas nas regiões amostradas para a realização da identificação dos espécimes no herbário CEPEC (Centro de Pesquisa do Cacau, Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira – CEPEC/CEPLAC). O material foi identificado através de literatura especializada, por comparação com material previamente depositado no acervo CEPEC.

3.3. Seleção dos Sítios Amostrais

Foram utilizadas imagens de satélite Landsat obtidas no ano de 2012 para a elaboração de mapas de cobertura florestal para uma área de 1.728 km^2 cobrindo a região de Una e outra de 4.624 km^2 na região de Belmonte. A partir dos mapeamentos foi desenhada uma grade de quadrículas de 4x4 km. A cobertura florestal das quadrículas foi medida e essa informação serviu como referência para distribuir os sítios amostrais de forma a cobrir toda amplitude da variação de cobertura da área de estudo. Os mapas com a grade de quadrículas e as porcentagens de cobertura florestal foram fornecidos pelo projeto SISBIOTA (Redes de Pesquisa em Funcionamento Ecológico de Paisagens Florestais Antrópicas).

Ambas as regiões apresentam vegetação similar e os sítios de amostragem passaram por processos de checagem de campo para validação do mapeamento. Foram selecionados 14 sítios amostrais localizados em quadrículas pré-selecionadas. Os sítios amostrais foram selecionados a partir da busca e escolha dos indivíduos das duas espécies investigadas, dentro da área da quadrícula. As porcentagens de cobertura florestal variaram de 1% até 90%. Os sítios de amostragem desta pesquisa fazem parte dos sítios amostrais do projeto SISBIOTA. Dentre as áreas foram excluídas aquelas onde havia predominância de vegetação de restinga (solo arenoso), a região de Serra das Lontras e as incluídas em terras recentemente demarcadas como áreas indígenas e sob conflito fundiário, além das que possuíam acesso muito difícil. Em cada sítio de amostragem foram selecionados de dois a quatro indivíduos de cada espécie, formando grupos de plantas das duas espécies estudadas.

Para cada indivíduo foi instalado um experimento a fim de avaliar as taxas de remoção de frutos.

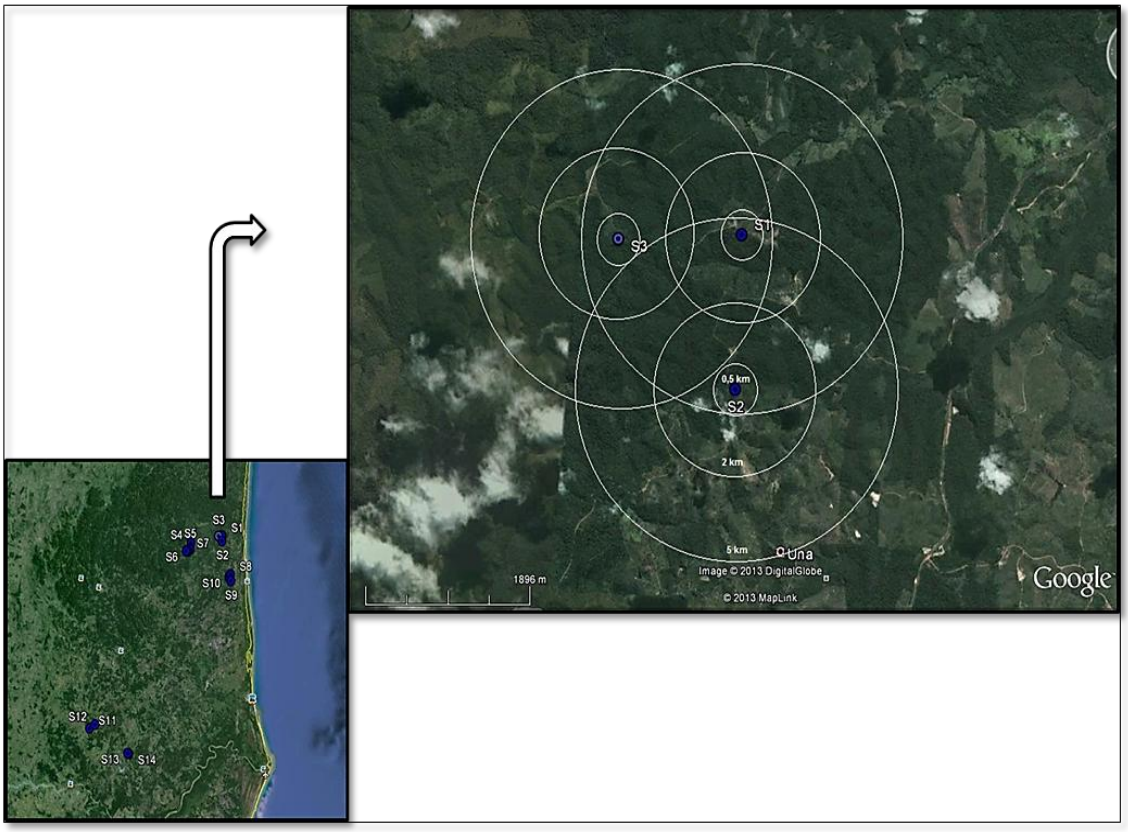


Figura 4 – Distribuição dos sítios de amostragem no sul da Bahia (imagem da esquerda) e representação aproximada de três, dos seis círculos (raios de 0,5 km, 2 km e 5 km) das seis escalas que foram utilizados para o cálculo das porcentagens de cobertura florestal.

3.4. Experimentos de remoção dos frutos

Devido às características distintas das duas espécies estudadas foram utilizadas duas metodologias diferentes para avaliar a remoção de frutos. Para *Clidemia capitellata* que tem um tamanho menor (máx. 1,80 m), foi confeccionada uma armação utilizando filó colocado embaixo da planta para que os frutos caídos naturalmente ficassem contidos em uma espécie de peneira acima do solo. Todos os frutos disponíveis nas plantas foram contados e etiquetados por ramos. A cada 15 dias foram contados os frutos que ficaram presos no filó e os que ainda estavam disponíveis na planta, sendo a diferença entre os frutos que desapareceram e os que foram contidos pelo filó,

considerada como a taxa de remoção dos frutos (fig. 5A). Os frutos que secavam e ficavam aderidos às plantas foram contabilizados junto com os que haviam caído nos coletores. Já para a espécie *Henriettea succosa,* uma espécie de maior porte (máx. 14 m), foram utilizados ramos nos quais foi contado o número de frutos. Todos os indivíduos tiveram um ramo ensacado (excluindo qualquer possibilidade de remoção dos frutos) e outro ramo com a mesma quantidade de frutos marcado (fig. 5B). A remoção foi considerada neste caso como a diferença entre os frutos que tinham desaparecido no ramo exposto e os que caiam no filó do ramo excluído. Novamente os frutos secos no ramo excluído foram considerados como caídos no filó. Ambas as espécies foram visitadas para a contabilização cinco vezes.

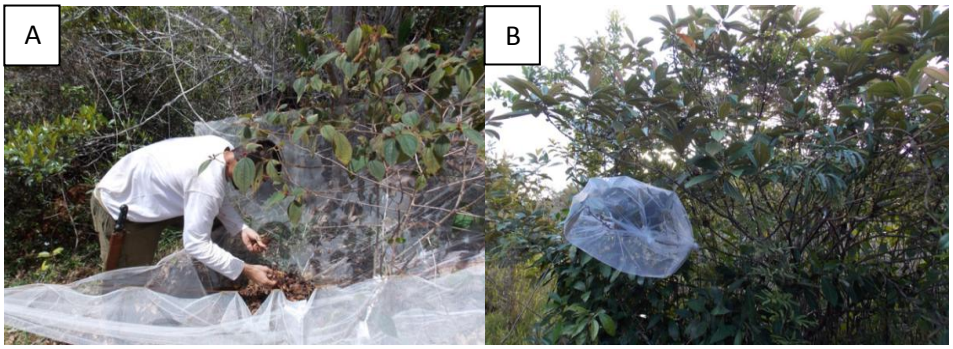


Figura 5 – Experimentos para a avaliação da taxa de remoção de frutos das espécies *Clidemia capitellata* (A) e *Henriettea succosa* (B).

3.5. Abertura de dossel

Para avaliar a influência da porcentagem de abertura de dossel na porcentagem de frutos removidos foram utilizadas fotos hemisféricas de dossel, tomadas com uma câmera fotográfica digital Nikon “Coolpix 4300” equipada com lente olho-de-peixe (180°) e um tripé, que foi nivelado em relação ao solo por um nível de bolha comum. Na espécie *Clidemia capitellata* foi tirada uma foto com o tripé ao lado da planta o mais próximo possível do centro logo acima da copa. Para a espécie *Henriettea succosa*, devido ao seu tamanho, foram tiradas duas fotos em lados opostos da planta a uma distância de aproximadamente 2 m do tronco para que fosse possível calcular uma média. Todas as fotos foram feitas a uma altura de 1,5 m. Estas fotos foram

analisadas no programa GLA (Gap light analyzer – Frazer et al., 1999) para estimar a porcentagem total de abertura de dossel para cada indivíduo e de cada sítio amostral, utilizando as médias. Todas as fotografias foram tomadas em dias de céu encoberto por nuvens para evitar o reflexo do sol nas folhagens (Whitmore et al., 1993).

3.6. Densidade e altura das plantas

A densidade das espécies nos sítios amostrais foi calculada a partir da contagem dos indivíduos presentes em parcelas de 0,18 há (60 m x 30 m) para a espécie *Clidemia capitellata* e 0,6 ha (200 m x 30 m) para a espécie *Henriettea succosa.* Para incluir somente indivíduos em estágio de reprodução, somente foram contabilizados indivíduos maiores que 0,5 m e 1,5 m para as espécies *Clidemia capitellata* e *Henriettea succosa* respectivamente. As parcelas foram montadas utilizando o indivíduo central na área do sítio amostral como referência e distribuídas ao longo da borda. Todos os indivíduos de *Clidemia capitellata* em que foram confeccionados os experimentos tiveram suas alturas medidas e os indivíduos de *Henriettea succosa* em que também foram confeccionados experimentos as alturas estimadas, utilizando uma madeira com comprimento de dois metros que foi colocada na base das plantas para que a uma distância estipulada de 10 m pudéssemos extrapolar a medida para o resto da árvore e assim estipular a altura do indivíduo.

3.7. Cobertura florestal da paisagem

Para cada sítio amostral foram calculadas as porcentagens de cobertura florestal presente em áreas circulares com raios de 0.5 km a 5 km a partir de um ponto de GPS registrado no centro do grupo de plantas. Foram utilizadas seis escalas de paisagem nas análises: 0,5 km, 1 km, 2 km, 3 km, 4 km e 5 km. A cobertura florestal (habitat florestal) constitui-se do montante de manchas de florestas primárias e secundárias, assim como áreas de cabrucas (sistema

agroflorestal de cacau que mantém 10% das árvores nativas de dossel) presentes nas diferentes escalas de paisagem.

3.8. Análise de dados

As taxas de remoção de frutos que foram medidas através do experimento foram utilizadas para o cálculo das porcentagens de remoção de frutos. Para cada escala de paisagem (0,5 km, 1 km, 2 km, 3 km, 4 km e 5 km) a porcentagem de cobertura florestal foi utilizada como variável independente para a realização de uma regressão polinomial quadrática com as taxas de remoção de frutos das espécies nos sítios amostrais (variável dependente). Foram realizados testes de correlação (correlação de Pearson) para investigar a relação das variáveis locais (altura da planta, densidade das espécies nos sítios amostrais, porcentagem de abertura de dossel e disponibilidade de frutos) com a porcentagem de remoção de frutos. Foi também testada à correlação (correlação de Pearson) entre a densidade de plantas e as diferentes coberturas florestais dos sítios amostrais.

As variáveis dependentes (porcentagem de remoção de frutos das duas espécies) e independentes (densidade de plantas das duas espécies) foram previamente transformadas (log10) a fim de obter a normalidade dos dados e homogeneidade nas variâncias. Para todas as análises foi utilizado o software PAST (Hammer et al., 2001).

4. RESULTADOS

Os sítios amostrais apresentaram uma variação nas diferentes escalas espaciais, demonstrando diferenças na porcentagem de cobertura florestal nas escalas utilizadas (fig. 6). Podemos notar uma diminuição gradual da variação na porcentagem de cobertura florestal da escala inferior para a escala superior. Na menor escala a variação foi maior (1% até 90% de cobertura florestal) em quanto na menor escala à variação foi menor (20% até 60%).

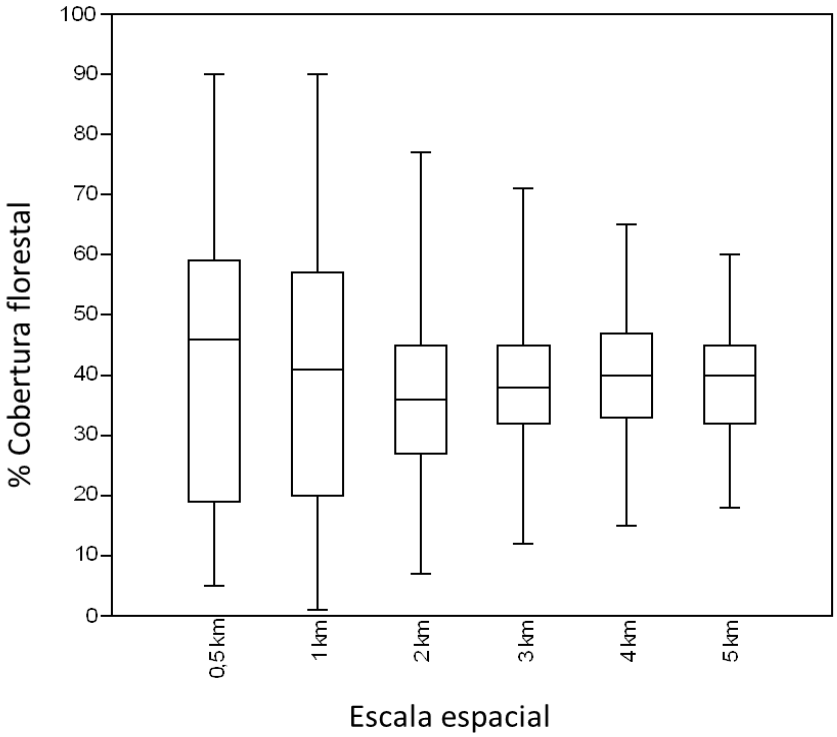


Figura 6 – Boxplot demonstrando a variação nas porcentagens de cobertura florestal nos sítios amostrais, nas seis escalas espaciais (0,5 km – 5 km).

No total foram contados 17.981 frutos de *Clidemia capitellata* e 4.488 frutos de *Henriettea succosa*. As espécies apresentaram uma média de 16,53% e 20,61% de frutos removidos após 60 dias de contagem, respectivamente. Não foram observadas relações entre as variáveis locais e a taxa de remoção de frutos (p>0,05 em todos os casos) (Tab. 1).

Tabela 1 – Resultados das correlações (correlação de Pearson) utilizando a taxa remoção de frutos como variável dependente e as variáveis locais como independentes, para as duas espécies do estudo.

Clidemia capitellata	**Correlação/p(uncorr)**	**Coeficiente de correlação**
Frutos disponíveis	0,17	-0,40
Densidade	0,50	-0,20
Altura	0,89	-0,04
% Abertura dossel	0,86	-0,05

Henriettea succosa	**Correlação/p(uncorr)**	**Coeficiente de correlação**
Frutos disponíveis	0,43	0,26
Densidade	0,44	-0,25
Altura	0,18	-0,42
% Abertura dossel	0,72	0,11

A taxa de remoção de frutos de ambas as espécies foi influenciada pela quantidade de cobertura florestal no entorno. As regressões quadráticas indicaram uma relação muito forte entre remoção e cobertura florestal para a as duas espécies (tab. 2). Ambas demonstraram um aumento nas taxas de remoção em áreas que apresentaram mais do que 50% de cobertura florestal (fig. 7 e 8). A duas espécies *Clidemia capitellata* e *Henriettea succosa* não apresentaram relação significativa entre cobertura florestal e taxa de remoção de frutos na menor escala de paisagem (0,5 km).

Tabela 2 – Resultado das regressões quadráticas, utilizadas para testar a influência da cobertura florestal em diferentes escalas espaciais, nas taxas de remoção de frutos das duas espécies do estudo.

Clidemia capitellata	**Regressão polinomial/ p(uncorr)**	**R^2**
0,5 km	p= 0,08	0,38
1 km	p= 0,03	0,49
2 km	p= 0,04	0,45
3 km	p= 0,03	0,49
4 km	p= 0,03	0,50
5 km	p= 0,04	0,46
Henriettea succosa	**Regressão polinomial/ p(uncorr)**	**R^2**
0,5 km	p= 0,09	0,44
1 km	p= 0,01	0,67
2 km	p= 0,002	0,76
3 km	p= 0,008	0,69
4 km	p= 0,004	0,74
5 km	p= 0,003	0,74

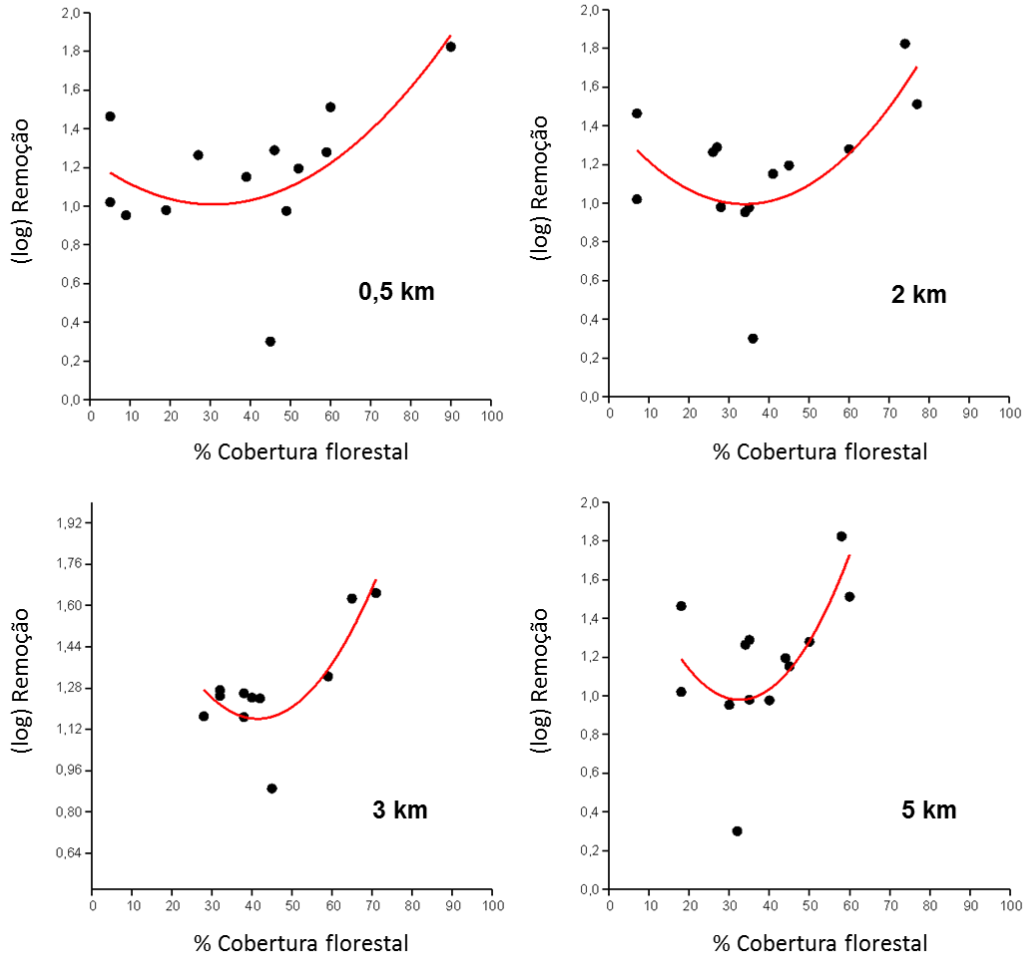
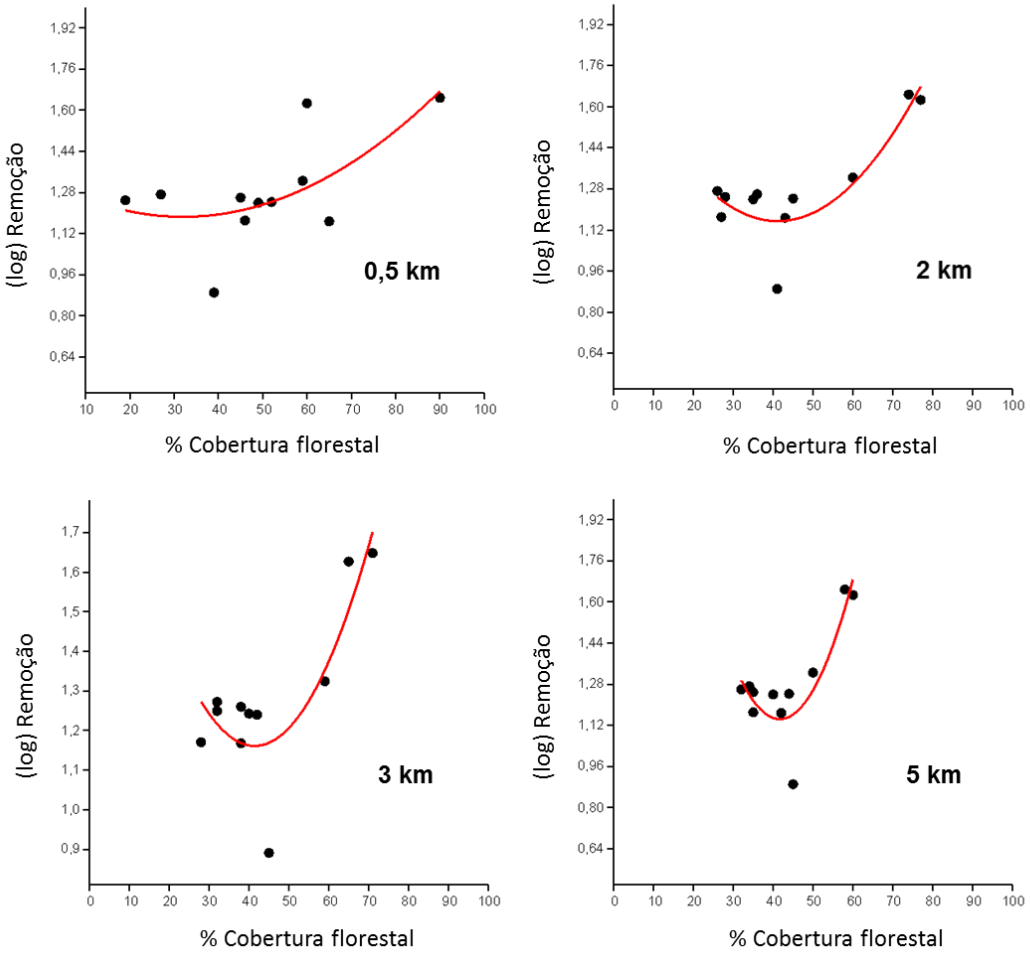


Figura 7 – Resultados da regressão polinomial quadrática utilizando as taxas de remoção transformadas (log10) e as porcentagens de cobertura florestal nas escalas de 0,5 km, 2 km, 3 km e 5 km para a espécie *Clidemia capitellata.*



.

Figura 8 – Resultados da regressão polinomial quadrática utilizando as taxas de remoção transformadas (log10) e as porcentagens de cobertura florestal nas escalas de 0,5 km, 2 km, 3 km e 5 km para a espécie *Henriettea succosa.*

A densidade de plantas das duas espécies não foi correlacionada com as coberturas florestais em nenhuma escala espacial nos sítios amostrais (p>0,05). As variáveis locais também não apresentaram correlações, exceto pela espécie *Henriettea succosa* que indicou uma correlação negativa entre altura da planta e abertura de dossel (p= 0,005, r= -0,32 – correlação de Pearson).

5. DISCUSSÃO

De maneira geral as duas espécies demonstraram ter as taxas de remoção frutos afetadas pela perda de cobertura florestal. Gonzales-Varo (2010) analisou diferentes coberturas em um raio de 5 km e não encontrou diferença na remoção de frutos, porém em seu estudo as coberturas florestais tiveram uma variação pequena, 1% de cobertura florestal até somente 30,5%. Em nosso estudo as maiores taxas de remoção foram encontradas em porcentagens de cobertura florestal superiores a 50% de cobertura florestal para ambas as espécies, o que talvez tenha influenciado nesta diferença para com o estudo de Gonzales-varo (2010). Além disso, segundo o autor a taxa média de remoção foi de 86%, muito maior que as registradas neste estudo (16% e 20%), indicando que o fruto de *Myrtus communis* (espécie do estudo) é muito procurado pelos animais, o que pode ter influenciado no resultado. Estudos já demonstraram que frutos com nutrientes mais atrativos são removidos mais rapidamente (Cazetta et al., 2008).

As duas plantas investigadas apresentaram maiores taxas de remoção de frutos em sítios amostrais com mais de 50% de cobertura florestal. Uma possível explicação para este fenômeno é haver uma maior riqueza e abundância de espécies consumidoras nas áreas com maior cobertura florestal, aumentando assim a demanda pelo fruto das espécies de plantas investigadas. Estudos vêm demonstrando que principalmente espécies de médio e grande porte são mais sensíveis à fragmentação do ambiente (Corlett, 2009). Frugívoros de grande porte, por serem capazes de engolir frutos e sementes em grande quantidade e por geralmente levar estas sementes a distâncias maiores, são constantemente considerados os dispersores ideais da maior parte das plantas (Mikich, 2002). Além disso, a perda de cobertura florestal influencia também a riqueza e abundância de espécies de pequenos frugívoros (Carvalho & Vaconcelos, 1999; Cosson et al., 1999; Andresen, 2003). Em áreas com cobertura florestal reduzida, espécies tipicamente florestais passam a depender somente dos recursos presentes nos fragmentos isolados e a comunidade acaba mantendo apenas um subconjunto de espécies (Antunes, 2005; Radford et al., 2005).

Devido ao fato dos consumidores de frutos das espécies estudadas possuírem hábitos generalistas é provável que uma maior abundância destes frugívoros presentes nos sítios de amostragem com maior cobertura florestal esteja mais relacionada com o aumento na remoção dos frutos. Porém o resultado deste estudo pode indicar também que nos ambientes com maior cobertura florestal a remoção de frutos das espécies investigadas pode ser realizada também por espécies de grandes frugívoros ou outros dispersores que não estão presentes nas áreas com menor cobertura, e não só pelas espécies de pequenos frugivoros generalistas. Para a espécie *Henriettea succosa* foram encontrados registros na literatura de frugívoros de maior porte como *Cebus xanthosternos* e *Leontopithecus chrysomelas*, consumindo frutos na região do estudo (Gouveia, 2009; Oliveira et al., 2009). Pardini et al. (2010) sugere que áreas com maior cobertura florestal mantem o fluxo de migração entre os fragmentos, preservando assim a conectividade funcional. Este fluxo de migração pode manter a diversidade e abundância das populações de dispersores e assim explicar o aumento das taxas de remoção. As evidências disponíveis mostram que raramente as espécies são funcionalmente redundantes no que se refere ao papel que desempenham como dispersores de sementes (Jordano et al., 2006). Os diferentes dispersores diferem em aspectos qualitativos e/ou quantitativos e a perda de um dispersor ou de um conjunto, pode resultar em alterações na estrutura e no recrutamento das populações de plantas (Loiselle & Blake, 2000) e, por último, na comunidade (Howe, 1984). A perda de espécies de dispersores de qualidade altera os padrões de fluxo gênico e a estrutura genética das populações (Jordano et al., 2006). A falta de consumidores faz com que a energia contida nos frutos acabe não passando para o próximo nível trófico, diminuindo a cadeia alimentar e possivelmente afetando os serviços ambientais.

Com a perda de dispersores pode ocorrer uma diminuição da remoção de frutos, caso esta não seja compensada pelos animais generalistas que podem aumentar sua abundância, devido a menor competição por recursos. O ciclo reprodutivo da planta pode ser negativamente afetado, uma vez que a maior parte das sementes passa a se restringir a áreas próximas a planta-mãe (Galetti et al., 2003). Nessas áreas as sementes geralmente encontram condições desfavoráveis ao seu desenvolvimento, como por exemplo, maior

predação, aumento de patógenos e maior competição (Howe, 1993). Além disso, a agregação das plantas que sobrevivem pode levar a intensos ataques de parasitas e aumento de patógenos (Alexander & Holt, 1998).

Todos estes processos têm como consequência uma menor riqueza e abundância de plântulas, comprometendo o recrutamento das espécies zoocóricas (Cordeiro & Howe, 2003). A diminuição da densidade populacional destas plantas pode prejudicar a sustentabilidade da população de polinizadores, caso este seja dependente de um número mínimo de indivíduos para manter-se em uma determinada área (Mc Key, 1989). O processo de polinização, tanto de plantas nativas, como de sistemas agroflorestais e de agricultura intensiva, é essencial para a produção de alimentos (De Marco & Coelho, 2004). O restante da comunidade frugívora pode também ser prejudicada se esta espécie for muito consumida na área considerada (Kirica et al., 2008). As consequências da perda ou diminuição da abundância de espécies vão depender dos papéis funcionais que as espécies extintas exercem (Hoehn et al., 2008; Sethi & Howe, 2009).

Na região deste estudo, as modificações da paisagem são mais importantes que as características locais dos sítios, que não apresentaram correlação com as taxas de remoção de frutos em nenhuma das espécies. A densidade de plantas já foi relacionada positivamente com a remoção de frutos em alguns estudos (Vergara, 2010; Herrera et al., 2011), porém outras pesquisas encontraram um resultado parecido com o do presente estudo, não indicando relação entre as taxas de remoção com a densidade de frutos (Cazetta et al., 2008) ou de plantas (Uriarte et al., 2011). A densidade de plantas também não foi correlacionada com as diferentes coberturas florestais neste trabalho. Este resultado pode indicar que a cobertura florestal não esta influenciando o comportamento de distribuição espacial das duas espécies de plantas do estudo. Porém, alguns autores sugerem que a perda de espécies de grande porte pode reforçar o padrão de agrupamento das plantas (Jordano et al. 2006), pois estes são responsáveis por levar a sementes a locais mais distantes. Uma questão importante a investigar é como esta sendo afetado o recrutamento das espécies investigadas com a perda de cobertura florestal. Uma pesquisa demonstrou recentemente, que a espécie *Henriettea succosa*

tem a segunda maior deposição de semente na região do estudo (Silva, 2008), sendo esta distribuição considerada homogenica.

Em relação à abertura de dossel Breitbach et al. (2010) encontrou resultado que corrobora com os deste estudo, não apresentando relação entre as taxas de remoção de frutos e as porcentagens de abertura de dossel. Garcia & Chacoff (2006) encontraram relação positiva entre remoção de frutos e as taxas de abertura de dossel utilizadas em sua pesquisa. Alguns autores sugerem que áreas com maior cobertura de dossel podem fornecer um ambiente com menor risco de predação (Kim et al, 2003), o que pode fazer com que espécies frequentem mais estes ambientes. Os frugívoros que consumiram os frutos das duas espécies deste estudo não demonstraram este tipo de comportamento e os frutos das plantas de áreas abertas foram consumidas tanto quanto os frutos com maior cobertura de dossel.

A variação das porcentagens de cobertura florestal dos sítios amostrais nas diferentes escalas espaciais demonstra que a proporção de floresta próxima ao sítio pode ser muito diferente daquela considerada em escalas maiores. As duas espécies investigadas demonstraram relações entre as taxas de remoção de frutos e a cobertura florestal, porém ambas não indicaram relação significativa na menor escala (0,5 km). Este resultado demonstra que a remoção de frutos pode estar sendo mais influenciada por mudanças na paisagem ocorridas nas escalas iguais e superiores a 1 km de raio.

Diversos estudos que investigaram a influência das alterações causadas pelo uso de terra na remoção de frutos indicaram uma relação negativa com a dispersão de sementes. Um exemplo é o estudo de revisão realizado por Staggmeier & Galetti (2007) que encontrou uma redução de 3,3 vezes nas visitas e 3,5 vezes na remoção de frutos em ambientes mais degradados. Porém a maioria dos estudos como este utilizam o tamanho do fragmento e as distâncias entre eles como variável independente, mas não investigam a porcentagem de cobertura florestal em diferentes escalas como no presente estudo. A remoção de sementes representa o primeiro estágio da remoção, pesquisas que abordem também como o recrutamento destas espécies é afetado pela perda de cobertura florestal são necessárias para entender como a queda na remoção esta afetando a dispersão de sementes destas espécies. Já se sabe que espécies de plantas que possuem sementes grandes tem sua

dispersão prejudicada pela perda de grandes frugivoros (ex. Galetti et al., 2013). Porém os efeitos da perda de cobertura florestal em espécies pioneiras que possuem sementes pequenas ainda são desconhecidos. Este estudo é um bom exemplo de como estas espécies podem também ter suas populações afetadas pelo processo de perda de habitat florestal causado pelo intenso uso da terra.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do presente estudo demonstram que a perda de cobertura florestal altera processos funcionais, como a remoção de frutos, que são importantes na manutenção dos serviços ambientais da floresta. Espécies pioneiras como as do presente estudo são essenciais nos processos de regeneração de florestas, pois são as primeiras a se desenvolverem em áreas abertas e assim dão inicio ao processo de sucessão. Processos que interferem nas espécies pioneiras podem mudar a direção do desenvolvimento sucessional e causar uma modificação definitiva no ecossistema. A queda na remoção de frutos pode trazer consequências negativas para as populações de plantas e frugívoros e consequentemente toda a comunidade pode ser afetada.

Esta pesquisa pode auxiliar na compreensão de como a perda de cobertura florestal esta alterando o funcionamento do sistema na área do estudo. Pesquisas na região demonstraram uma alteração na riqueza e composição de espécies, como por exemplo, o aumento de espécies generalistas que invadem as áreas remanescentes pelas bordas e por parte modificada do mosaico florestal (Pardini et al., 2009). Porém outros descritores de alteração são importantes para se entender como estas mudanças estão afetando os processos funcionais. Até que ponto a perda de cobertura florestal e o aumento de dispersores generalistas, ocasionados por alterações antrópicas no ambiente, esta afetando a remoção de frutos é uma informação que pode complementar o conhecimento e auxiliar os gestores. Espera-se que este estudo ajude a preencher a lacuna de conhecimento sobre como os processos funcionais são afetados pela perda de cobertura florestal na Mata Atlântica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrén H., Delin A., Seller A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos** 80: 193–196.

Andresen, E. L. Pedroza-Espino, E.B. Allen & D.R. Péres-Salicrup. 2005. Effects of selective vegetation thin-ning on seed removal in secondary forest succession. **Biotropica** 37: 145-148.

Andresen, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography** 26: 87-97.

Anjos, L. & Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **The Wilson Bulletin**, 111: 397-414.

Antunes, A.Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba** 13 (1): 47-61.

Bennet, A.F., 2003. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. **IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge**, UK. 254 pp.

Breitbach, N., Tillmann, S., Schleuning, M., Grünewald, C., Laube, I., Steffan-Dewenter, I., Böhning-Gaese, K. 2012. Influence of habitat complexity and landscape configuration on pollination and seed-dispersal interactions of wild cherry trees. **Oecologia**, 168:425–437. Doi:10.1007/s00442-011-2090-1.

Breitbach, N., Laube, I., Steffan-Dewenter, I., Böhning-Gaese, K., 2010. Bird diversity and seed dispersal along a human land-use gradient: high seed removal in structurally simple farmland. **Oecologia** 162, 965–976.

Cazetta E., Schaefer H.M., Galetti M. 2008. Does attraction to frugivores or defense against pathogens shape fruit pulp composition? **Oecologia**, 155 (2) , pp. 277-286.

Carlo, T. A. 2005. Interspecific neighbors change seed dispersal pattern of an avian-dispersed plant. **Ecology** 86:2440–2449.

Carlo, T. A. et al. 2007. Plant–frugivore interactions as spatially explicit networks: integrating animal foraging and fruiting plant spatial patterns. – In: Dennis, A. J. et al. (eds), Seed dispersal: theory and its application in a changing world. **CABI**, pp. 369–390.

Carvalho, K. S. & H. L. Vasconcelos. 1999. Forest fragmentation and its effects on litterdwelling ants. **Biological Conservation** 91: 151-157.

Cordeiro, N. J., and H. F. Howe. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)** 100:14052–14054.

Cordeiro, N.J., Ndangalasi, H.J., McEntee, J.P., Howe, H.F., 2009. Disperser limitation and recruitment of an endemic African tree in a fragmented landscape. **Ecology** 90, 1030–1041.

Cosson, J. F., J-M. Pons & D. Masson. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology** 15: 515-534.

Corlett, R.T., 2009. Seed dispersal distances and plant migration potential in tropical east Asia. **Biotropica** 41, 592–598.

Cramer, J.M., Mesquita, R.C.G., Williamson, G.B. 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. **Biological Conservation**. 137, 415–423.

De Marco J. P.; COELHO, F. M. 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural culture's pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n.7, p. 1245-1255,

Farwig, N., Böhning-Gaese, K., Bleher, B., 2006. Enhanced seed dispersal of Prunus africana in fragmented and disturbed forests. **Oecologia** 147, 238–252.

Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling**, 105: 273-292.

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

Faria D., Laps, R.R., Baumgarten, J. & Cetra M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 15: 587-612.

Fleming, T. H. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 18: 91-109.

Fleming, T. H. & E. R. Heithaus. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forests. **Biotropica** 13(Supl.): 45-53.

Frazer, G.W., Canham, C.D., and Lertzman, K.P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user's manual and program documentation. Copyright © 1999: **Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York**.

Galetti, M., C. Costa & E. Cazetta. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithochoric fruits. **Biological Conservation** 111: 269-293.

Galetti, M. et al., 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**. 340, 1086–1090.

Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, 91: 223-229.

Garcia, D. & Chacoff, N.P. 2006. Scale: dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn Pollination, frugivory, and seed predation. **Conserv. Biol.** 21(2):400-411.

Gónzalez-Varo, J. P. 2010. Fragmentation, habitat composition and the dispersal/predation balance in interactions between the Mediterranean myrtle and avian frugivores. **Ecography** 33:185–197.

Goldenberg, R., Baumgratz, J. F. A. & Souza, M. L. D. R. 2012. Taxonomia de Melastomataceae no Brasil: retrospectiva, perspectivas e chave de identificação para os gêneros. **Rodriguésia** 63(1): 145-161. http://rodriguesia.jbrj.gov.br.

Goldenberg, R.; Souza, C.M.F. & Dequech, H.B. 2005. Clidemia, Ossaea e Pleiochiton (Melastomataceae) no Paraná, Brasil. **Hoehnea** 32: 453-466.

Gouveia, P. S., 2009. Padrão de atividades, dieta e uso do espaço de um grupo de *Cebus xanthosternos* (wied-neuwied, 1820) (primates, cebidae), na Reserva biológica de una, bahia, brasil. **Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC**. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, 4(1): 1-9.

Herrera JM, Garcıá, D. 2009. Role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. **Biol Conserv** 143: 149–158.

Herrera J.M., Morales J. M., García D. 2011. Differential effects of fruit availability and habitat cover for frugivore-mediated seed dispersal in a heterogeneous landscape. **Journal of Ecology** 2011, 99, 1100–1107 doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01861.

Howe, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. **Biological Conservation** 30: 261-281.

Howe, H. F., E. W. Schupp & L. C. Westley. 1985. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology** 66: 781-791.

Howe, H.F. 1993. Specialized and generalized dispersal systems: Where does 'the paradigm' stand? **Vegetatio**, 107/108: 3–13.

Howe, H. F. & Miriti, M. N. 2004. When Seed Dispersal Matters. **BioScience** 651, Julho / Vol. 54, N 07.

Hoehn P., Tscharntke T., Tylianakis J. M., Steffan-Dewenter I. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. **Proc R Soc Lond B Biol Sci** 275: 2283–2291.

Izhaki, I., E. Tsahar, I. Paluy e J. Friedman. 2002. Within population variation and interrelationships between morphology, nutritional content, and secondary compounds of Rhamnus alaternus fruits. **New Phytol.** 156: 217-223.

Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist** 104: 501-528.

Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M. A.; Silva, W.R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Rocha, C. F. D.; Bergallo, H.G.; Sluys, M. V.; Alves, M. A. S. (eds.). **Biologia da conservação**: Essências. São Carlos: Ed. RiMA, p. 411– 436.

Kanowski, J., Catterall, C. P., Dennis, A. J. and Westcott, D. A. (Eds). 2004. Animal-Plant Interactions in Rainforest Conservation and Restoration. **Cooperative Research Centre for Tropical Rainforest Ecology and Management. Rainforest CRC, Cairns**. (56 pp).

Kirika, J.M., Bleher, B., Böhning-Gaese, K., Chira, R., Farwig, N. 2008. Fragmentation and local disturbance of forests reduce frugivore diversity and fruit removal in Ficus thonningii trees. **Basic and Applied Ecology** 9, 663–672.

Kim, D. H., F. Chavez-Ramirez, and R. D. Slack. 2003. Effects of artificial perches and interspecific interactions on patch use by wintering raptors. **Canadian Journal of Zoology** 81:2038–2047.

Korine, C., E. K. Kalko e E. A. Herre. 2000. Fruit characteristics and factors affecting fruit removal in a Panamanian community of strangler figs. **Oecologia** 123: 560-568.

Laurance, W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. & Sampaio, E. 2001. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, 16: 605-618.

Lehouck, V., Spanhove, T., Colson, L., Adringa-Davis, A., Cordeiro, N.J., Lens, L. 2009. Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior tree in a fragmented African cloud forest. **Oikos** 118, 1023–1034.

Levey, D. J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology** 69: 1076-1089.

Lindenmayer D., Hobbs R. J., Montague-Drake R., Alexandra J., Bennett A., et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecol Lett** 11: 78–91.

Lindenmayer D. B., Luck G. 2005. Synthesis: thresholds in conservation and management. **Biol Conserv** 124: 351–354.

Loiselle, B. A. & J. G. Blake. 2002. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of tropical wet forest. In Levey D. J., W. R. Silva & M. Galetti (eds.). Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. **Wallingford, CABI Publishing**, p. 397-406.

Lobova T. A., Geiselman C. K., Mori S. A. 2009. Seed dispersal by bats in the Neotropics. **New York Botanical Garden Press**, New York

Luckana, N. G. & Berry, P. E. 2001. Henriettea DC. In: Berry, P. E.; Yatskievych, K. & Holst, B. K. (eds.). Flora of the Venezuelan Guayana. Vol. 6. **Timber Press, Oregon**. Pp. 338-346.

Markl, J., Schleuning, M., Forget, P.M., Jordano, P., Lambert, J., Traveset, A., Wright, J. & Böhning-Gaese, K. 2012. A meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. **Conservation Biology**.

Mikich, S. B. 2002. A dieta frugivora de *Penelope superciliares* (Cracidae) em remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil, e sua relação com Euterpes edulis (Arecaceae). **Ararajuba** 10: 207 – 217.

McConkey, K. R., S. Prasad, R. T. Corlett, A. Campos-Arceiz, J. F. Brodie, H. Rogers & L. Santamaria. 2012. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation** , 146 : 1–13.

McEuen, A.B., Curran, L.M., 2004. Seed dispersal and recruitment limitation across spatial scales in temperate forest fragments. **Ecology** 85, 507–518.

Mckey, D. 1989. Population biology of figs: Aplication. **Esperientia** 45: 661 – 673.

Mori S.A., Boom B.B., Carvalho A.M. and Santos T.S. 1983. Southern Bahian moist forests. **Botan. Rev**. 49: 155–232.

Moran, C., C. P. Catteral, and J. Kanowski. 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. **Biological Conservation** 142:541–552.

Morales-Betancourt J. A., Castãno-Villa G. J., and Fontúrbel F. E. 2012. Resource abundance and frugivory in two manakin species (Aves: Pipridae) inhabiting a reforested area in Colombia. **Journal of Tropical Ecology** (2012) 0:1–4.

Mandon-dalger, I., Clergeau, P., Tassin, J., Rivi`ere, J., & Gatti, S. 2004. Relationships between alien plants and analien bird species on Reunion Island. **Journal of Tropical Ecology** 20:635–642.

Nascimento D. M. C., Dominguez J. M. L. 2009. Avaliação da vulnerabilidade ambiental como instrumento de gestão costeira nos municípios de Belmonte e Canavieiras, Bahia. In: **Revista Brasileira de Geociências**, 39(3): p. 395-408.

Nascimento, D. M. C. 2007. Dinâmica de ocupação e dos processos naturais dos municípios de Belmonte e Canavieiras (Bahia) e suas implicações para a elaboração de um zoneamento ambiental: uma contribuição à gestão da zona costeira. 2007. 330 f. Tese (Doutorado em Geologia) – **Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.**

Nogales, M., A. Valido, F. M. Medina e J. D. Delgado. 1999. Frugivory and factors influencing visitation by birds at 'Balo' (Plocama pendula Ait., Rubiaceae) plants in the Canary Islands. Ecoscience 6: 531–538Opdam, P., Rijsdijk, G. & Hustings, F. 1985. Bird communities in small woods in a agricultural landscape: effects of area and isolation. **Biological Conservation**, 34: 333-352.

Opdam, P. 1985. Roofvogels in ons landschap. **Spectrum**, Utrecht.

Ortiz-Pulido, R. et al. 2007. Fruit removal efficiency and success: influence of crop size in a neotropical treelet. – **Vegetatio** 189: 147–154.

Oliveira LC, Hankerson S, Dietz JM, Raboy BE. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. **Anim Conserv** 13:60–70.

Pardini, R.; Faria, Deborah ; Accacio, Gustavo M. ; Laps, Rudi R. ; Mariano-Neto, Eduardo ; Paciencia, Mateus L.B. ; Dixo, Marianna ; Baumgarten, Julio . 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178-1190.

Pardini, Renata; Bueno, Adriana de Arruda; Gardner, Toby A.; Prado, Paulo Inácio; Metzger, Jean Paul. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One,** v. 5, p. e13666.

Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P.,

Scholes, R.J., Sumaila, U.R., Walpole, M. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science** 330, 1496–1501.

Pereira, E. 1961. Contribuição ao conhecimento das Melastomataceae brasileiras. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio Janeiro** 17: 125-169.

Ponce,A. M., Grilli,G. & Galetto,L. 2012. Frugivoría y remoción de frutos ornitócoros en fragmentos del bosque chaqueño de Córdoba (Argentina). **Bosque** 33(1): 33-41. Doi: 10.4067/S0717-92002012000100004.

Puebla-Olivares F & K Winker. 2004. Dieta y dispersión de semillas por dos especies de Tangara (Habia) en dos tipos de vegetación en los Tuxtlas, Veracruz, México. **Ornitología Neotropical** 15: 1-12.

Radford, J.Q., Bennet, A.F. & Cheers, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, 124: 317-337.

Rabello, A., Ramos, F.N. & Hasui, E. 2010. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (Copaifera langsdorffii Delf.). **Biota Neotrop.** 10(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?article+bn00810012010.

Renner, S.S. 1993. Phylogeny and classification of the Melastomataceae and Memecylaceae. Nordic. **Journal of Botany** 13: 519-540.

Renner, S.S.; Triebel, D.; Almeda, F.; Stone, D.; Ulloa, C.U.; Michelangeli, F.A.; Goldenberg, R. & Cifuentes, H.M. Melastomataceae.Net. 2010. **A site with information on the biodiversity of Melastomataceae**. Disponível em <www. melastomataceae.net>.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Mertensen, AC., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142: 1141-1153.

Rodriguez-Cabal, M.A., Aizen, M.A., Novaro, A.J. 2007. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. **Biological Conservation** 139, 195–202.

Sargent, S. 1990. Neighbourhood eff ects on fruit removal by birds a field experiment with *Viburnum dentatum* (Caprifoliaceae).– **Ecology** 71: 1289–1298.

Sethi P., Howe H. F. 2009. Recruitment of hornbill-dispersed trees in hunted and logged forests of the Indian Eastern Himalaya. **Conserv Biol** 23: 710–718.

SEI - superintendência de estudos econômicos e sociais da bahia. Análise dos atributos climáticos do Estado da Bahia. **Salvador**, 1998. 85 p. (Série Estudos e Pesquisas, 38).

Silva, K. C. & Baumgratz, J. F. A. 2008. Henriettea e Henriettella (Melastomataceae) no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 59(4): 887-897.

Silva, J. T. R., 2008. Chuva de sementes em ambientes perturbados e não perturbados na Floresta de Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. **ESALQ/USP**. Piracicaba, 2008.

Staggemeier, V.G. & Galetti, M. 2007. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. **Revista Brasileira de Ornitologia** 15: 281-287.

Schleuning M, Farwig N, Peters MK, Bergsdorf T, Bleher B, et al. 2011. Forest Fragmentation and Selective Logging Have Inconsistent Effects on Multiple Animal-Mediated Ecosystem Processes in a Tropical Forest. **PLoS ONE** 6(11): e27785. doi:10.1371/journal.pone.0027785.

Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality, and the efectiveness of seed dispersal by animals. In Fleming, T. H. & Estrada, A. (eds.). Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects. pp. 15-29. **Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.**

Swift T. L., Hannon S. J. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biol Rev** 85: 35–53.

Thomas W.M.W., Carvalho A.M.V., Amorim A.M.A., Garrison J. and Arbelá ez A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiv. Conserv.** 7: 311–322.

Uezu, A. & Metzger, J.P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, 20: 3627-3643.

Uriarte, M.M.A., da Silva, M.T.B., Rubim, P., Johnson, E., Bruna, E.M., 2011. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology** 92, 924–937.

Vergara P.M., Smith C., Delpiano C. A., Orellana I., Gho D., Vazquez I. 2010. Frugivory on *Persea lingue* in temperate Chilean forests: interactions between fruit availability and habitat fragmentation across multiple spatial scales. **Oecologia** (2010) 164:981–991 DOI 10.1007/s00442-010-1722-1.

Whitmore, T. C.,Brown, N. D., Swaine, M. D.,Kennedy, D. K., Goodwin-Bailey, C. I., Gong, W. K. 1993. Use of hemisphere photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. **J. trop. Ecol**., 9: 131–151.

Wurdack, J.J., Morley, T. & Renner, S. 1993. Melastomataceae. In: A.R.A. Görts van Rijn (ed.). **Flora of the Guianas. Koeltz Scientific Books, Germany,** v. 99, 425 p.