
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

**EFEITO DA QUANTIDADE DE FLORESTA NA PREDACÃO DE
SEMENTES E FRUGIVORIA EM DIFERENTES TIPOS DE
AMBIENTES**

RAFAEL SOUZA CRUZ ALVES

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista (UNESP), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Biodiversidade.

Fevereiro - 2020

Rafael Souza Cruz Alves

Efeito da quantidade de floresta na predação de sementes e frugivoria em diferentes tipos de ambientes

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP) - Campus de Rio Claro, como requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Biodiversidade.

Rio Claro
Fevereiro 2020

A474e Alves, Rafael Souza Cruz
 Efeito da quantidade de floresta na predação de
 sementes e frugivoria em diferentes tipos de
 ambientes / Rafael Souza Cruz Alves. -- Rio Claro,
 2020
 48 p.

 Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual
 Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
 Orientador: Milton Cezar Ribeiro

 1. Ecologia. 2. Ecologia da paisagem. 3.
 Frugivoria. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp.
Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo
autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Rio Claro



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Efeito da quantidade de floresta na predação de sementes e frugivoria em diferentes tipos de ambientes

AUTOR: RAFAEL SOUZA CRUZ ALVES

ORIENTADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO

Departamento de Ecologia / UNESP - Instituto de Biociências de Rio Claro - SP

Prof. Dra. ELIANA CAZETTA

Departamento de Ciências Biológicas / Universidade Estadual de Santa Cruz - Ilhéus / BA

Prof. Dr. MARCO AURELIO PIZO FERREIRA

Departamento de Zoologia / UNESP - Instituto de Biociências de Rio Claro - SP

Rio Claro, 18 de fevereiro de 2020

Agradecimentos

Qualquer trabalho é sempre muito mais do que o que é apresentado no final. Toda a vivencia experiência e aprendizado não caberão em nem mesmo em um livro. Da mesma forma seria muito difícil colocar todos que contribuíram com minha formação pessoal e profissional, e também não sou muito bom com palavras, mas deixo aqui meus grande agradecimento a todos que contribuíram de alguma forma, mesmo que eu não cite aqui.

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais Toninho e Ivete por todo o apoio e amor que sempre me deram, a maior parte do que sou hoje devo agradecer a eles por tudo que me ensinaram desde pequeno. Agradeço também a todos os demais membros da minha família que também contribuíram muito com minha formação pessoal.

Ao meu grande amigo e orientador Miltinho, que desde o começo sempre me apoio e me ajudou muito a seguir. A todos meus amigos do Laboratório de ecologia espacial e Conservação com quem pude trocar muitos conhecimentos, angustias e alegrias. A todos os professores que me ajudaram e ensinaram muito. Também deixo aqui meu agradecimentos aos parceiros Carlinhos e Sergio com quem rotineiramente vou para saídas de campo e as Cris e Ivana por sempre me ajudarem com as burocracias.

A Paula Montagnana por ser parte da minha vida e sempre estar ao meu lado durante essa caminhada.

Aos grandes parceiros e amigos do Ipam- Tanguro que fizeram parte das coletas e me ajudaram muito durante toda minha estadia na Fazenda Tanguro, Darlison, Santarem, Ebis , Bastião, Dona Lucia, sem o apoio de vocês não teria conseguido realizar nada assim como diversos outros trabalhos realizados por ai. Ao Lucas, Divino e Paulo, por confiarem em mim para realizar as pesquisas por lá. A Todos os amigos e pesquisadores com quem pude conviver um pouco durante as estadia por lá Vanessa, Bethânia, Leandro, Leonardo, Andressa , Jairo, Elenir, Robson, Charles, Ludmila e a Franciane.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Pelo programa CNPQ-CAPES-PELD (CNPq/CAPES/FAPs/BC-Fundo Newton - Pesquisa Ecológica de Longa Duração) vinculado aos projetos 88887.136288/2017-00 - 441703/2016-0

RESUMO

Alterações antrópicas no nível de paisagens afetam de maneiras distintas os diversos grupos de animais e plantas. Tais alterações afetam a composição de espécies e estrutura de comunidades de mamíferos e aves, resultando na perda de funções ecológicas essenciais para a manutenção das florestas. Dentre os processos que podem ser mais afetados inclui-se a frugivoria e a predação de sementes. Desta forma, avançar os conhecimentos de como a paisagem e os tipos de ambientes influenciam tais processos é essencial para a proposição de estratégias que beneficiem a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos. Este estudo tem por objetivo responder qual a contribuição relativa da proporção de vegetação florestal, do tipo de ambiente e sua interação sobre a predação de sementes e frugivoria. Estudamos quatro tipos de ambientes: interior de floresta contínua, fragmento florestal, borda de floresta e corredor florestal. O estudo foi realizado em uma região de ecótono entre os biomas Amazônia e Cerrado no estado de Mato Grosso, Brasil. Nessa região foram selecionadas 17 paisagens, representando um gradiente de quantidade de floresta de 10% a 86% em um raio de 3 km. Nessas paisagens avaliamos a frugivoria utilizando frutos artificiais e a predação de sementes utilizando sementes de amendoim e girassóis. Nossos resultados sugerem que a frugivoria por aves foi positivamente relacionada a proporção florestal para aves de médio e grande porte, bem como para a frugivoria total por aves, entretanto a magnitude do efeito variou de acordo com o grupo de aves. Já a frugivoria por pequenos mamíferos apresentou relação negativa com a proporção florestal, sem muito efeito acima de 0,3 de quantidade de floresta. A predação foi influenciada apenas marginalmente pela proporção florestal. Em termos gerais observamos que o tipo de ambiente não influenciou a frugivoria e nem a predação de sementes. Com isso, nossos resultados demonstram que a cobertura florestal tem um duplo efeito negativo na dispersão de sementes, uma vez que reduz a frugivoria e aumenta as taxas de predação. Dessa forma, para a manutenção de funções e serviços ecossistêmicos em que a predação e frugivoria são processos importantes, devemos levar em consideração a quantidade de floresta remanescente na região de interesse.

Palavras Chave: Processos Ecológicos, Frutos artificiais, Interações Ecológicas, Perda de habita

ABSTRACT

Human changes at the landscape level affect different groups of animals and plants in different ways. Such changes affect species composition and mammal and bird community structure, resulting in the loss of essential ecological functions for forest maintenance. Among the most affected processes are the frugivory and seed predation. Thus, advancing the knowledge of how the landscape and environment types influence such processes is essential for proposing strategies that benefit the conservation of biodiversity and the maintenance of ecological processes. This study aims to assess the relative contribution of forest vegetation proportion, environment type and their interaction on seed predation and frugivory. We studied four environment types: continuous forest interior, forest fragment, forest edge and forest corridor. The study was carried out in an ecotone region between Amazon and Cerrado biomes in Mato Grosso state, Brazil. In this region, 17 landscapes were selected ranging from 10% to 86% of forest cover in a radius of 3 km. In each landscape we evaluated frugivory using artificial fruits and seed predation using peanut and sunflower seeds. Our results suggest that frugivory by birds was positively related to forest proportion for medium and large birds, as well as to total frugivory by birds, however the magnitude of the effect varied according to the group of birds. Frugivory by small mammals, on the other hand, showed a negative relationship with forest proportion, without much effect above 0.3 of forest. Predation was only marginally influenced by forest proportion. In general, we observed that environment type did not influence frugivory or seed predation. Our results demonstrate that forest cover has a double negative effect on seed dispersal, since it reduces frugivory and increases predation rates. Thus, in order to maintain ecosystem functions and services in which predation and frugivory are important processes, we must take into account the remaining forest amount in the region of interest.

Keywords: Ecological Processes, Artificial Fruits, Ecological Interactions, Habitat Loss

Sumário

RESUMO	4
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO	9
2. MÉTODOS	15
2.1 Area de Estudo	15
2.2 Seleção das paisagens e pontos amostrais	16
2.3 Experimento de Frugivoria	17
2.4 Predação de sementes	18
2.5 Análise dos dados	20
4. RESULTADOS	21
5. DISCUSSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	25
5.1 Frugivoria	26
5.2 Predação de Sementes	28
REFERÊNCIAS	29
Material Suplementar	38

1. INTRODUÇÃO

Alterações antrópicas são apontadas como as principais causas de extinção de espécies (Butchart et al., 2010). Em decorrência, ocorre o comprometimento de diversos processos ecológicos (frugivoria, dispersão de sementes, fluxo de nutrientes, fluxo gênico, etc.), sendo esses efeitos mais intensamente observados em regiões Neotropicais (Laurence; Vasconcelos, 2009; Ceballos et al., 2015; Haddad et al., 2015; Betts et al., 2017). Os processos ecológicos decorrentes das interações entre animais e plantas são essenciais para a manutenção e recuperação das florestas tropicais (Jordano et al., 2011, Devoto et al., 2012). Dentre esses processos destacamos a frugivoria, que possui relação direta com a dispersão de sementes, influenciando na dinâmica das comunidades vegetais (Jordano, 2000, Sekercioglu et al., 2004, Wandrag et al., 2017). Assim como a frugivoria, a predação de sementes também tem grande influência nas comunidades vegetais (Diaz et al., 1999). Por meio dela, sementes mais abundantes tem suas populações controladas (Silman et al., 2003), permitindo que espécies menos competitivas ou menos abundantes tenham chances de germinar (Hulme, 1998; Beckage & Clark, 2005). Com isso, entender melhor como esses dois processos são afetados pela perda e alteração dos habitats naturais pode contribuir para entender o futuro desses ambientes influenciados pelo processo de antropização.

Nas regiões Neotropical, as florestas têm sido substituídas principalmente pela agricultura, pecuária e urbanização (Foley, 2005). Essas alterações causam a perda de habitat natural e fragmentação. Os principais efeitos desses processos são a redução do tamanho médio das manchas, aumento do grau de isolamento entre manchas, redução da conectividade e aumento dos efeitos de borda (Fahrig, 2003). Além disso, essas modificações decorrentes da antropização resultam na criação de novos tipos de ambientes.

Com a remoção das florestas, as paisagens muitas vezes apresentam manchas florestais dispersas no espaço, sendo as mesmas com tamanhos e formas variáveis. Porções de florestas com tamanhos reduzidos (p.ex. < 1000 ha) e envoltas por matrizes antrópicas são denominados fragmentos florestais; entretanto, quando apresentam tamanhos muito maiores são denominados contínuos florestais. Todavia, essas denominações variam de região para região, dependendo

principalmente do foco do estudo ou avaliação, ou mesmo dos processos associados a modificação das paisagens. Outro elemento bastante comum em paisagens fragmentadas são os corredores florestais – i.e. elementos lineares que podem ou não unir manchas de habitat. Tais corredores são apontados como importantes para facilitar o movimento de fauna (Uezu et al., 2005; Martensen, Ribeiro, Banks-Leite, Prado & Metzger, 2012). Todavia, essa função dependerá da afinidade florestal ou sensibilidade à fragmentação que as espécies focais apresentam (Boscolo et al., 2008). Em geral, corredores florestais são formados ou mantidos às margens de rios e entorno de nascentes, porém também ocorrem em outras condições dentro da paisagem. Por fim – porém sem esgotar os tipos de ambientes formados durante as modificações das paisagens – a interface entre floresta e os ambientes antrópicos é denominada como borda florestal (Ries et al., 2004, Harper et al., 2005). Esses ambientes apresentam alterações nas comunidades animais (Barlow et al., 2007) e maior mortalidade de árvores de grande porte (Laurence et al., 2000). Sendo assim, o efeito das bordas pode ser prejudicial para a biodiversidade, embora alguns processos e espécies se favoreçam desses ambientes ou condições (Harper et al., 2005).

Esses novos ambientes apresentam características distintas do interior florestal e podem não ser tão adequados para algumas espécies da fauna e flora que são especializadas em ambientes florestais. Dentre as principais diferenças destacam-se a maior entrada de luz, perda de umidade e uma maior mortalidade de árvores (Laurence et al., 2002). Por outro lado, algumas espécies toleram essas alterações e podem se beneficiar dos processos e formações decorrentes da fragmentação (*sensu* Fahrig, 2003), aumentando suas abundâncias (Beca et al., 2017). Sendo assim, além do tamanho do fragmento, o tipo de ambiente e a posição em relação a borda podem influenciar tanto a diversidade como a abundância da fauna (Martello et al., 2016).

As aves estão entre os grupos de animais que mais sofrem com a perda de habitat e fragmentação das paisagens (Boscolo et al., 2009; Martensen et al., 2012). A guilda dos frugívoros é particularmente afetada pelas mudanças no uso do solo (Tschardt et al., 2008; Newblod et al., 2013). As aves são importantes para o processo de frugivoria, uma vez que apresentam elevada abundância e diversidade, bem como pela proporção com que consomem frutos (Francisco & Galetti, 2002;

Pizo & Galetti, 2010). Cerca de 80% das árvores e arbustos que ocorrem em regiões Neotropicais apresentam frutos carnosos favoráveis para serem consumidos, sendo as aves e mamíferos seus principais consumidores (Howe & Smallwood, 1982; Jordano, 1995; Markl et al., 2012). Nessa interação, as plantas são beneficiadas por uma dispersão mais eficiente, ampliando as chances de sobrevivência e desenvolvimento das sementes (Howe & Miriti, 2004), tendo influencia na riqueza de plântulas (Wandrag et al., 2017). Em contrapartida, os animais são favorecidos pela ingestão de nutrientes disponíveis nos tecidos vegetais (Deminicis et al., 2009).

Dessa forma, em virtude de seu impacto sobre as aves frugívoras, a perda de habitat pode comprometer o processo de frugivoria, reduzindo a eficiência da dispersão de sementes (Cramer et al., 2007; Herrera et al., 2011; Breitbach et al., 2012). Em decorrência, essa combinação de redução da fauna frugívora e perda de habitat pode também comprometer a diversidade das comunidades vegetais, podendo resultar em alterações evolutivas nas comunidades vegetais. Esse é o caso do palmito juçara (*Euterpe edulis*) na Mata Atlântica, estudado por Galetti et al. (2013). Segundo os autores, na ausência de grandes frugívoros (*i.e.*, defaunação; sensu Dirzo et al., 2014) e sob efeitos da fragmentação, as sementes de palmitos tem seus tamanhos reduzidos, comprometendo tanto o desenvolvimento potencial das futuras plantas, como também o fluxo gênico da espécie (Carvalho et al., 2015; 2017).

A seleção dos frutos pelas aves pode ser influenciada por características das plantas, tais como o tamanho, a cor, a posição dos frutos nos galhos, além de sua abundância e fenologia (Galetti et al., 2003; Lira, 2003). O comportamento das espécies de aves também tem um papel fundamental no processo de frugivoria, uma vez que a habilidade da ave em realizar manobras para alcançar os frutos pode restringir a interação com algumas plantas (Pizo et al., 2019). Com isso, realizar estudos utilizando frutos encontrados na natureza – embora garanta as reais condições de campo – faz com que o grau de complexidade dos experimentos e análises sejam muito elevados. Assim, a utilização de frutos artificiais para avaliar a proporção de frugivoria se mostra como um método interessante, uma vez que permite a padronização de características de cor, posição nas plantas, tamanho, forma e quantidade, além de não dependerem de aspectos fenológicos das espécies vegetais (Alves-Costa, 2001).

Entretanto, somente a dispersão pelos frugívoros não garante o sucesso de sobrevivência das sementes dispersas. A predação de sementes pré- e pós-dispersão está entre as principais causas de mortalidade dessas sementes nas florestas Neotropicais (Holl & Lulow, 1997), tendo impacto direto no recrutamento de plântulas e assim influenciando a diversidade e abundância de espécies vegetais (Diaz et al., 1999; Silman et al., 2003).

A comunidade formada pelos pequenos mamíferos roedores recebe destaque entre os predadores de sementes, apresentando maior influência do que mamíferos de grande porte no recrutamento de plântulas (Terborgh et al., 2001, DeMattia et al., 2004, Paine & Beck, 2007). As populações de roedores são afetadas pelo grau de perturbação do ambiente (Baldissera e Ganade, 2005) e tendem a aumentar em paisagens e ambientes com redução da cobertura florestal (Terborgh et al., 2001, Pardini et al., 2004; Muylaert et al., 2019). Diversos fatores podem influenciar na predação de sementes, como sua composição química, tamanho e dureza (Chang & Zhang, 2014). No entanto, a abundância dos predadores de sementes em uma localidade tem maior influência sobre a predação das mesmas (Garrote et al., 2019), assim como a disponibilidade de uma determinada semente (Horst & Venable, 2017). Com isso, espera-se que as taxas de predação de sementes sejam maiores em regiões que apresentem maior grau de perturbação (Galetti et al., 2015).

Com o processo de fragmentação florestal ocorre a redução de abundância de espécies com maior dependência florestal, tanto de aves quando de mamíferos, chegando em alguns casos a extinção local e regional de espécies (Martensen et al., 2012; Muylaert et al., 2016; Regolin et al., 2017; Nagy-Reis et al., 2019). Em decorrência, espécies com menor dependência florestal se favorecem nesses novos cenários, dando condições para essas espécies – como é o caso das espécies generalistas do ponto de vista de uso de habitat natural ou antrópico – se estabelecerem e aumentarem suas populações (Becca et al., 2017). Logo, a influência da fauna no recrutamento de plântulas, na herbivoria, na predação e na dispersão de sementes podem ser comprometidos com a perda e fragmentação de habitat, podendo ainda ter efeitos sobre a estrutura da vegetação a longo prazo (Forget et al., 1992; Redford, 1992; Wrigth, 2003; Jordano, 2006).

Com o potencial aumento de populações de espécies generalistas (i.e., que usam vários tipos de habitat) em paisagens fragmentadas (e.g. roedores; Pardini et

al., 2004), os processos ecológicos acima citados também podem ser afetados. Em decorrência, pode ocorrer a redução na intensidade de dispersão de sementes em detrimento do aumento da predação (Galetti et al., 2015). Assim, considerando que fauna e flora, processos ecológicos e modificações das paisagens estão intrinsecamente relacionados, compreender como os atributos da paisagem podem afetar esses processos ecológicos pode ampliar o conhecimento sobre como podemos definir estratégias mais eficientes de manejo. Com isto podemos identificar formas mais adequadas de se manter o melhor equilíbrio entre conservação da biodiversidade e manutenção de funções ecossistêmicas.

O presente estudo tem como objetivo avaliar os processos de frugivoria e predação de sementes respondendo às seguintes perguntas: 1) a proporção, riqueza de marcas e diversidade de frugivoria está relacionada com cobertura florestal da paisagem? 2) a redução da proporção de floresta aumenta a chance de predação de sementes? 3) existe interação entre os tipos de ambientes da paisagem (interior, borda, corredor florestal e contínuo florestal) e cobertura florestal na influência da frugivoria e da predação de sementes? Esperamos que: 1) A frugivoria (Figura 1.1) seja positivamente relacionada a proporção de cobertura florestal devido a uma maior abundância de frugívoros em paisagens com maiores coberturas florestais (Tscharntke et al., 2008); 2) A predação de sementes deve reduzir com o aumento da cobertura florestal da paisagem devido ao maior controle das populações roedores pelos mamíferos de médio e grande porte (Galetti et al., 2015) (Figura 1.1); 3) O número de frutos com interações será maior nos ambientes de Borda, Corredor e Fragmentos devido a presença de um número maior de espécies generalistas (Figura 1.2), nas a diversidade dessas interações será maior no interior de florestas Em decorrência desses padrões esperados, deve ocorrer interação entre tipos de ambientes e proporção de cobertura florestal para os processos analisados (Figura 1.2); 4) Esperamos que essa influência da cobertura florestal na frugivoria seja mais forte em corredores florestais (Figura 1.3) e em relação as diversidade de marcas esperamos que será maior no interior de florestas com maiores porcentagens de cobertura florestal e também estará mais relacionada com a cobertura florestal, pois ambientes mais florestados apresentam maior diversidade de frugívoros. Em coberturas florestais baixas esperamos que a diversidade seja maior nos ambientes antropizados devido a presença de espécies de ambiente

aberto e aumento no número de espécies generalistas (Figura 1.3). Com isso, haverá maior frugivoria nos corredores e nas bordas por serem ambientes onde espécies mais generalistas são dominantes; A predação de sementes será maior em ambientes com menor cobertura florestal, sendo que essa relação será mais forte no interior de florestas devido a maior sensibilidade das comunidades desses ambientes as perdas de cobertura florestal (Figura1.3).

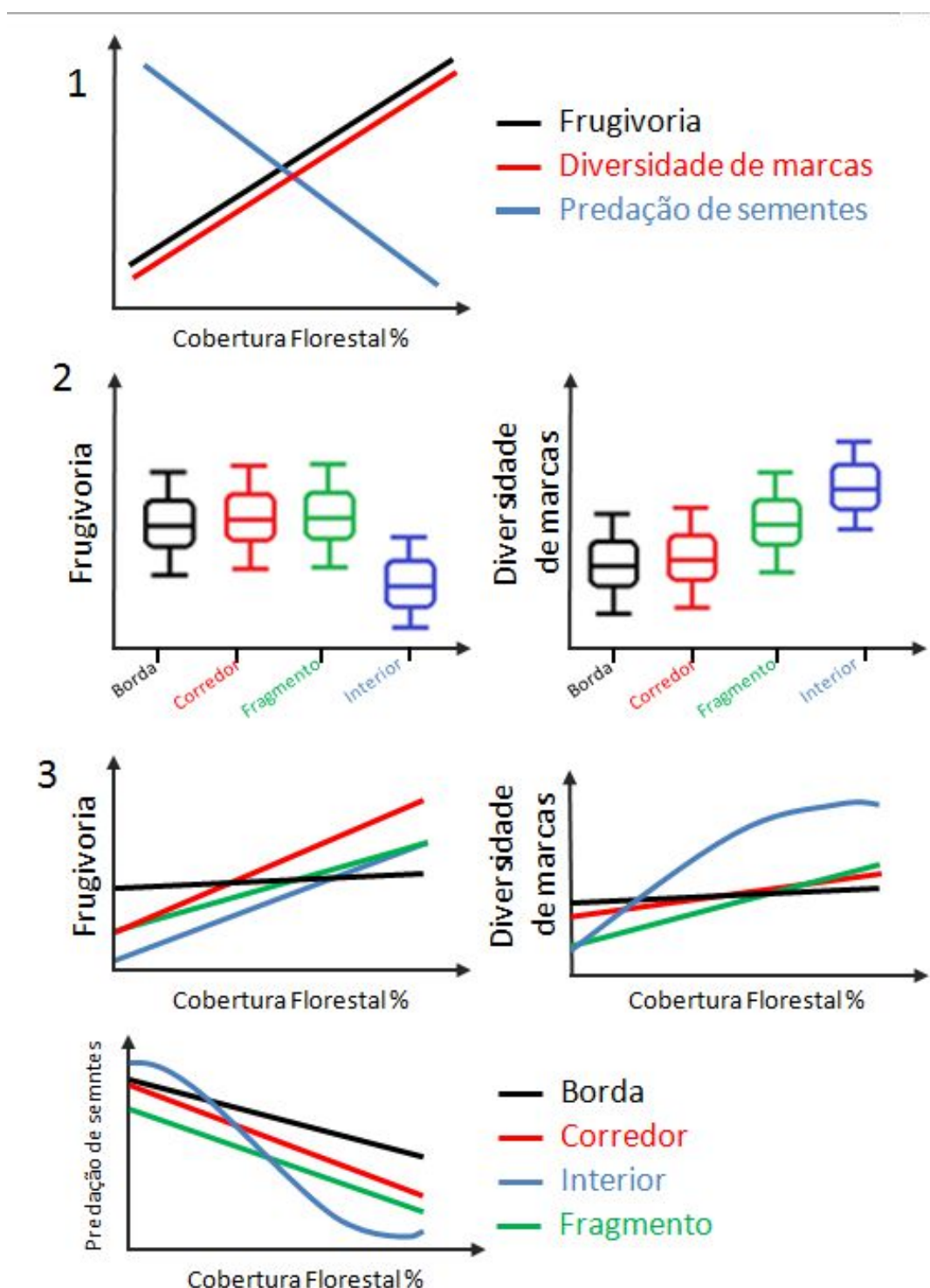


Figura 1: Resultados esperados para: (1) taxa de Frugivoria = linha preta, Diversidade de Marcas de Frugivoria = linha vermelha e Predação de sementes = linha azul; (2) taxa de Frugivoria por ambiente e diversidade de marcas por ambiente; (3) Frugivoria, diversidade de marcas e predação de sementes em cada tipo de ambiente.

2. MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na região que envolve a fazenda Tanguro, próximo a cidade de Canarana, Mato Grosso, Brasil (52,3473° W; 12,8901° S; Figura 2). A região faz parte da Amazônia Legal Brasileira (IBGE, 2014) e apresenta características de um ecótono entre os biomas Amazônia e Cerrado. O desmatamento da região iniciou-se na década de 1980 quando as florestas foram substituídas por pastagem, sendo posteriormente substituídos por plantações de soja que atualmente são predominantes na paisagem da região. A precipitação anual média da região é de 1.770 mm (2005-2011) e as chuvas mensais de maio a agosto são tipicamente abaixo de 10 mm (Rocha et al., 2013).

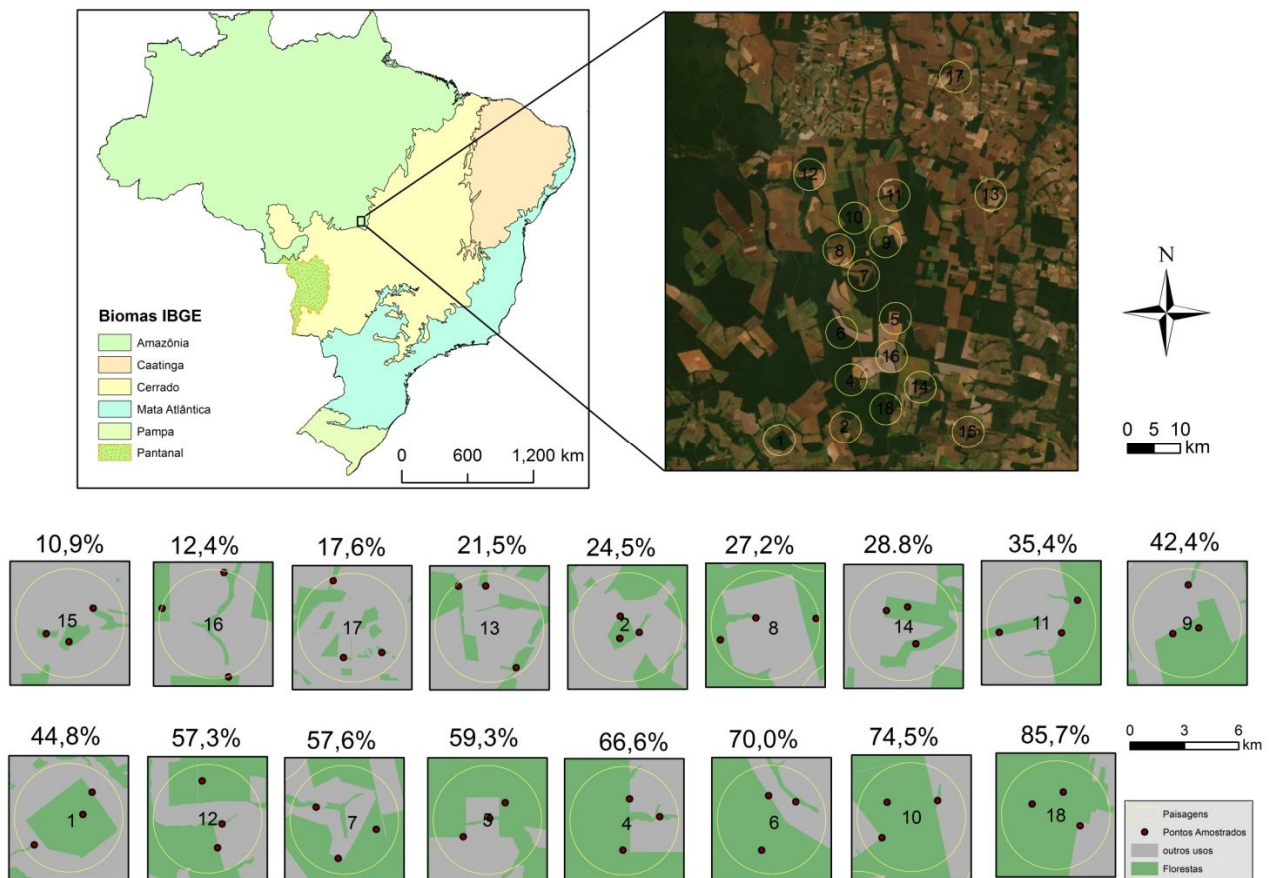


Figura 2: Localização da região de estudo, com destaque para as paisagens amostradas e para a variação da quantidade de florestas, onde em amarelo são apresentados círculos com raio de 3 km.

2.2 Seleção das paisagens e pontos amostrais

O mapeamento de uso e cobertura do solo foi realizado na escala de 1:30.000 com o auxílio do programa ArcMap® e seus mapas bases datados de 2011 e 2012. Para as finalidades do presente estudo, o mapa foi composto por duas classes: 1) Florestas = formações florestais primárias ou secundárias; 2) Não Florestas = agriculturas, pastagens, estradas, áreas urbanas, construções rurais, lagos e represas. Com base nesse mapeamento foram selecionadas 17 paisagens com 3 km de raio a partir do centroide representando um gradiente de proporção de cobertura florestal (0,11 a 0,85 de floresta; Figura 2). A distância entre centroides pareados de cada paisagem é de pelo menos 7 km, evitando-se a sobreposição entre os raios de 3 km, minimizando assim a autocorrelação espacial (Fortin & Dale, 2005). Em cada paisagem foram identificados três pontos amostrais com distância de pelo menos 1 km entre si. Os pontos de cada paisagem foram distribuídos em 3 tipos de ambientes em cada paisagens, sendo eles a) interior de fragmento de floresta (>70 m da borda de fragmentos com áreas < 300 ha) ou b) interior de floresta contínua (> 200 m da borda para áreas maiores que 1000 ha); c) borda de floresta (distâncias entre 0 a 50 m da borda, independentemente do tamanho dos fragmentos ou contínuos florestais) e d) corredores florestais, geralmente com larguras < 70 metros, ao longo de matas ciliares e envoltos por matriz agrícola. Dessa maneira, cada uma das paisagens amostradas teve três ambientes amostrados. No caso dos corredores não fizemos distinção se os mesmos conectavam fragmentos, fragmentos a contínuos florestais, ou mesmo se eles eram apenas segmentos estreitos de florestas dispersos na paisagem sem conectar nenhuma mancha florestal.

A Figura 3 ilustra com detalhes a distribuição dos pontos em uma das paisagens. Para cada ponto de cada paisagem foi calculada a proporção de cobertura florestal nos raios de 1 km e 3 km. Isto nos permitiu analisar como as variáveis respostas (frugivoria e predação) seriam influenciadas pelas duas escalas espaciais de análise.

Sendo assim foram amostradas 17 paisagens formadas por Buffers de 3 km. Cada Paisagem com 3 pontos de amostragem distribuídos em diferentes tipos de

ambientes dentro da paisagem. ao mesmo tempo obtivemos 17 pontos amostrais em ambientes corredores florestais, 17 em bordas florestais, 10 em interiores de florestas contínuas e 7 em interiores de fragmentos.

2.3 Experimento de Frugivoria

As amostragens foram realizadas na estação seca, entre os meses de maio e agosto de 2018. Em cada ponto amostral foram selecionadas 10 plantas com distância mínima de 40 metros entre si (Figura 3, I). As árvores ou arbustos selecionados possuíam galhos firmes e expostos, onde foram fixados frutos artificiais de cor vermelha. Essa cor foi escolhida por ter se mostrado mais atrativa a aves nas florestas tropicais (Alves-Costa, 2001; Galetti et al., 2003; Arruda et al., 2008) (Figura 3 II). Tomou-se o cuidado de selecionar plantas que não possuíssem frutos naturais, minimizando a chance de que frutos naturais interferissem no experimento por atraírem a atenção das aves. Nesses pontos foram fixados 10 frutos artificiais feitos de massa de modelar atóxica, com diâmetro aproximado de 1,5 cm. Os frutos foram dispostos entre 1,5 e 2 metros de altura (Figura 3 II). Dessa forma, cada ponto amostral recebeu 100 frutos artificiais (10 frutos x 10 plantas) e cada paisagem 300 frutos (100 frutos por ambiente x 3 ambientes). Os frutos ficaram expostos pelo período de sete dias. Após esse período os frutos foram checados para verificar a existência de marcas de interações pela fauna.

As marcas foram contadas e classificadas de acordo com o apresentado no anexo S1. Posteriormente as marcas foram divididas pelo grupo taxonômico (aves, mamíferos e invertebrados), sendo que as aves foram diferenciadas em três sub-grupos (pequeno, médio e grande porte) – ver material suplementar S2. Com base nessas marcas, estimamos tanto a proporção de frugivoria por ponto amostral (variando de 0 a 1) e paisagem assim com a riqueza e diversidade de marcas de frugivoria. Em alguns pontos foram instaladas armadilhas fotográficas para registro dos animais que interagiram com os frutos e posterior validação da classificação das marcas.

A diversidade de marcas foi calculada utilizando o índice de Shannon (Shannon, C. E., Weaver, W. 1949). Essas e as demais análises estatísticas foram realizadas no programa R versão 6.3.1. (R Core Team, 2019).

2.4 Predação de sementes

Os experimentos de predação de sementes foram realizados nos mesmos locais e data dos experimentos de frugivoria. Cada experimento contou com 10 sementes de girassol e 10 sementes de amendoim, num total de 20 sementes por ponto, dentro do tipo de ambiente e dentro de cada paisagem. As sementes foram dispostas diretamente no solo, sendo antes retirada a serrapilheira. Os agrupamentos de 10 sementes do mesmo tipo foram colocados uma distância de aproximadamente 0,5 m entre eles diretamente abaixo da árvore ou arbusto onde foram colocados os frutos artificiais. As sementes permaneceram em campo por sete dias. Após esse período, realizamos a contagem e verificação das sementes. Foram consideradas como predadas as sementes removidas ou que apresentavam marcas de predação. Mesmo que a remoção de sementes possa caracterizar uma eventual dispersão, para este estudo consideramos como predação.

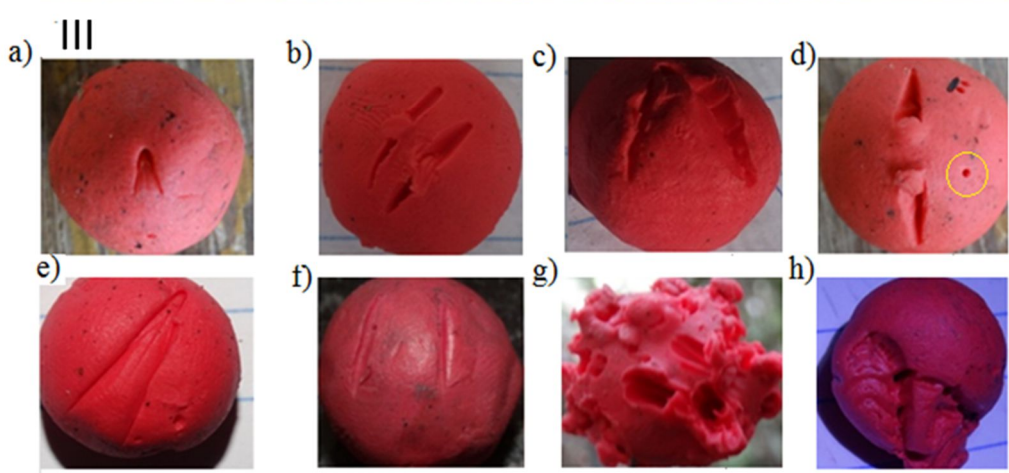
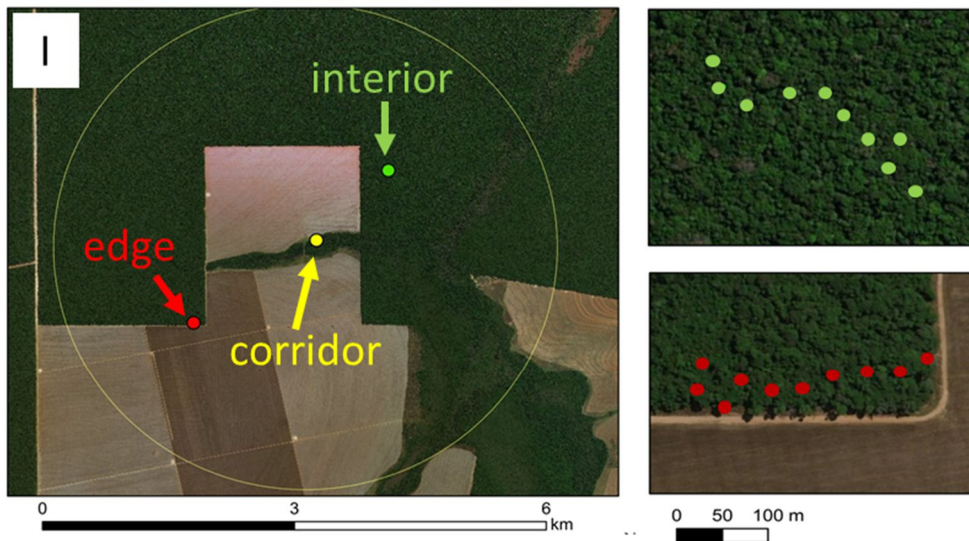


Figura 3: I: Exemplo da distribuição dos pontos amostrais de uma paisagem e dos subpontos em cada tipo de ambiente. As cores representam os tipos de ambientes: vermelho= borda de floresta; amarelo= corredores florestais; verde= interior de floresta; II: Exemplo da disposição dos frutos artificiais em arbusto e arvores; III: Exemplos de marcas de aves: a) e b) aves de pequeno porte, c) e f) aves de grande porte, d) fruto com marca de ave de pequeno porte e marca de um invertebrado (círculo amarelo), e) aves de médio porte, g) marcas de roedor e h) marcas de marsupial.

2.5 Análise dos dados

Para responder as perguntas sobre qual o efeito da quantidade de habitat florestal sobre a frugivoria em paisagens, utilizamos regressões lineares e não-lineares do tipo Generalized Linear Model (GLM; Zuur et al., 2009). As variáveis respostas foram a proporção de frugivoria (variando de 0 a 1 em cada paisagem), riqueza e diversidade de marcas (Índice de Diversidade de Shannon, calculado para cada paisagem). A variável explanatória foi a proporção de floresta na paisagem circular com raio de 3 km. Tanto para quantidade como para a riqueza e diversidade de bicadas utilizamos a distribuição normal no GLM (Zuur et al., 2009). No caso da frugivoria, as análises foram para proporção total (i.e. independente do agente potencial que interagiu com a semente (ave, roedor, inseto etc), porém também avaliamos a proporção por cada um dos grupos sendo eles a) aves; b) mamíferos e c) invertebrados. Dentro da categoria aves, também avaliamos a quantidade de marcas de acordo com o tamanho baseado na marca deixada no fruto (Anexo S2). As marcas que não atingiram o diâmetro total dos frutos foram consideradas como sendo de aves pequenas, marcas que atingiram as duas extremidades do fruto, mas não ultrapassaram foram categorizadas como aves médias, já as marcas com potencial para transpassar todo o diâmetro fruto e potencialmente o engolir inteiro foram consideradas como grandes.

Em relação ao efeito da proporção de floresta sobre predação de sementes, também utilizamos regressões lineares e não lineares, com distribuição binomial dos resíduos. A proporção de predação foi a variável resposta (0 a 1), enquanto a proporção de floresta foi a variável explanatória.

Utilizamos uma ANOVA para quantificar o efeito do tipo de ambientes sobre a frugivoria e predação. Para facilitar a interpretação gráfica, construímos *violinplots*, tendo-se as variáveis respostas no eixo Y, e os tipos de ambientes amostrados no eixo X.

Por fim, para avaliar a existência de interação entre proporção florestal e o tipo de ambiente sobre a predação de sementes e frugivoria, também utilizamos modelos do tipo Generalized Linear Model (GLM; Bolker et al., 2009). Neste caso, a proporção, riqueza e diversidade de marcas de frugivoria, bem como a proporção de sementes predadas foram consideradas variáveis respostas; a proporção de floresta

no raio de 1 km e 3 km partindo do ponto amostral foi a variável explanatória. As medidas foram realizadas comparando-se separadamente cada ambiente e suas respectiva variação de cobertura florestal.

4. RESULTADOS

As marcas encontradas nos frutos artificiais foram classificadas em 20 tipos distintos, conforme o disposto no Anexo 1. Treze das marcas foram feitas por aves, três por invertebrados e quatro por mamíferos. Do total de 5.100 frutos, 24,1% foram marcados por aves, 14,1% por invertebrados e apenas 2,7% por mamíferos. Os frutos removidos representaram 6% das amostras e não foram contabilizados para nenhum dos grupos. Dentre as marcas deixadas por aves, tivemos uma dominância das aves de pequeno porte que representaram 68,4% do total, enquanto que aves de médio porte representaram 11,6% e aves de grande porte 20%. Em relação a predação de sementes, as de amendoim tiveram uma proporção de predação de 94,1%, enquanto a proporção de predação do girassol foi de 42,3%. Combinando os dois tipos de sementes, a predação total foi de 68,2%.

Ao se avaliar o efeito da proporção de floresta sobre a frugivoria observamos que a frugivoria por aves de grande porte foi positivamente relacionada à proporção de floresta ($R^2=0,51$; $p=0,001$), o mesmo ocorrendo para as aves de médio porte ($R^2=0,25$; $p=0,04$). Já para a frugivoria total por aves, embora também positivamente influenciada pela proporção de florestas, apresentou apenas efeito marginalmente significativo ($R^2=0,17$; $p=0,11$). A frugivoria por aves de pequeno porte não apresentou nenhuma tendência em relação a cobertura florestal. A Figura 4 apresenta os principais gráficos relacionados à influência da proporção de florestas sobre a frugivoria, sendo os demais gráficos e suas respectivas significâncias apresentados no Material Suplementar.

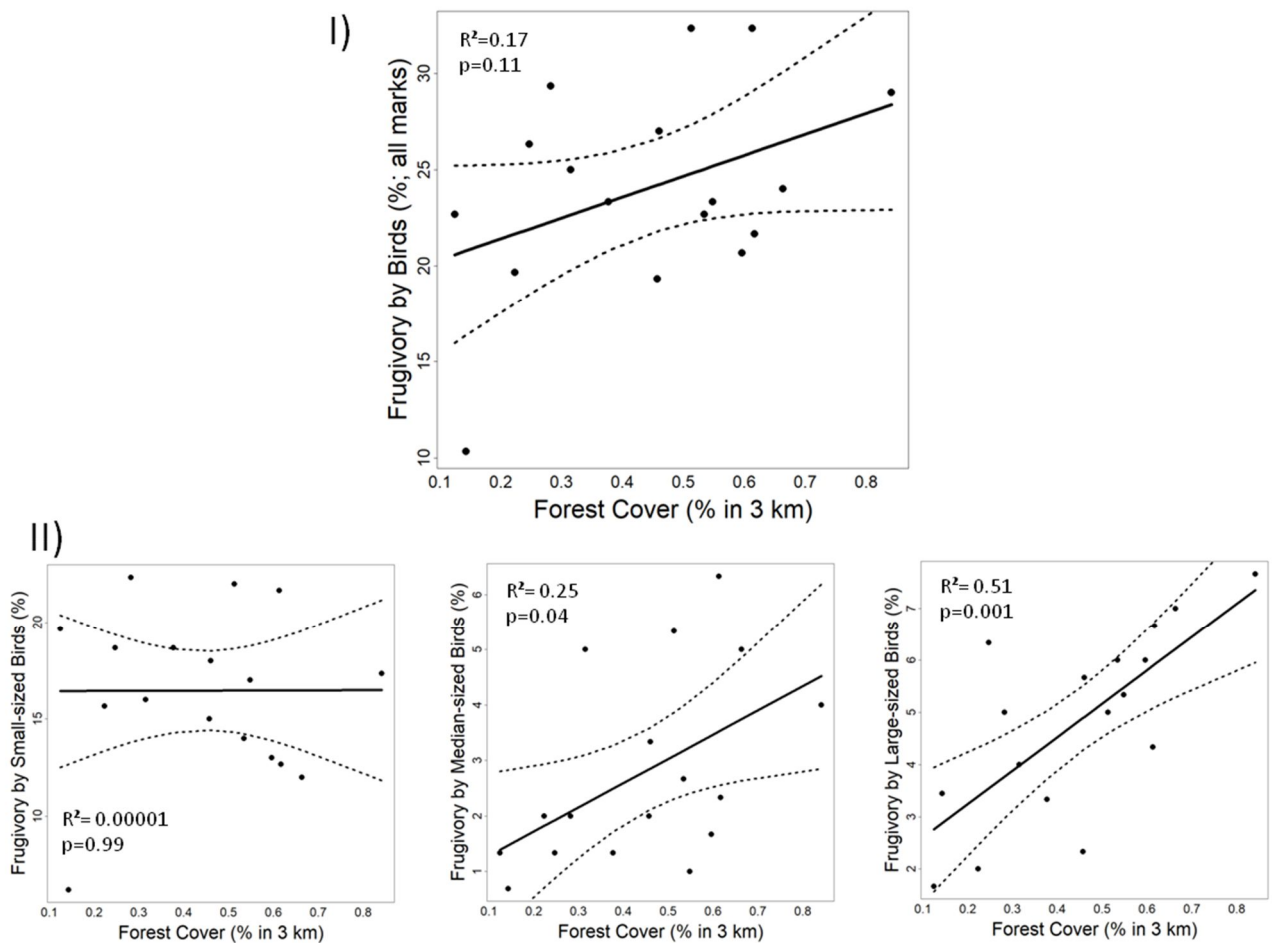


Figura 4: I) Relação entre Frugivoria por aves e proporção florestal; II) Relação entre Frugivoria de cada classe de ave e a proporção florestal para aves de pequeno porte, de médio porte e de grande porte. Intervalo de confiança de 95% é apresentado com linhas tracejadas.

Ao avaliar o efeito da proporção de florestas sobre a frugivoria por mamíferos, observamos um efeito altamente significativo ($R^2=0,35$; $p=0,01$), no entanto a relação foi negativa (Figura 5), com uma possível estabilização para níveis baixos de frugivoria acima de 0,3 de proporção florestal.

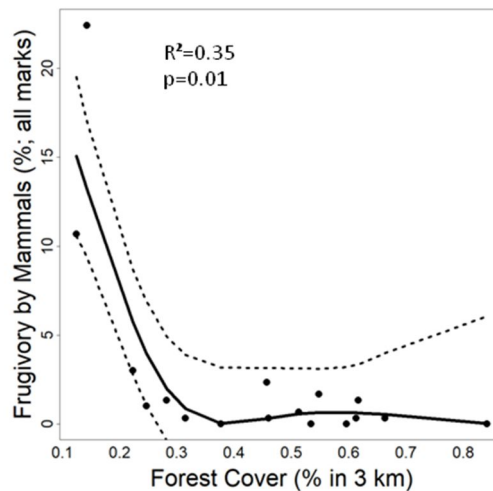


Figura 5: Relação entre Frugivoria por mamíferos e cobertura florestal no raio de 3 km.

Analisando as aves de grande porte em cada um dos ambientes encontramos uma correlação positiva e significativa em relação a cobertura florestal nas bordas florestais (Figura 6). Muito embora o R^2 seja 0,34 ($p=0.03$) e 0,28 ($p=0.02$) para os raios de 1 km e 3 km, respectivamente. Os resultados para os demais ambientes não foram significativos, assim como para os demais grupos – Ver Material Suplementar (Figura S4).

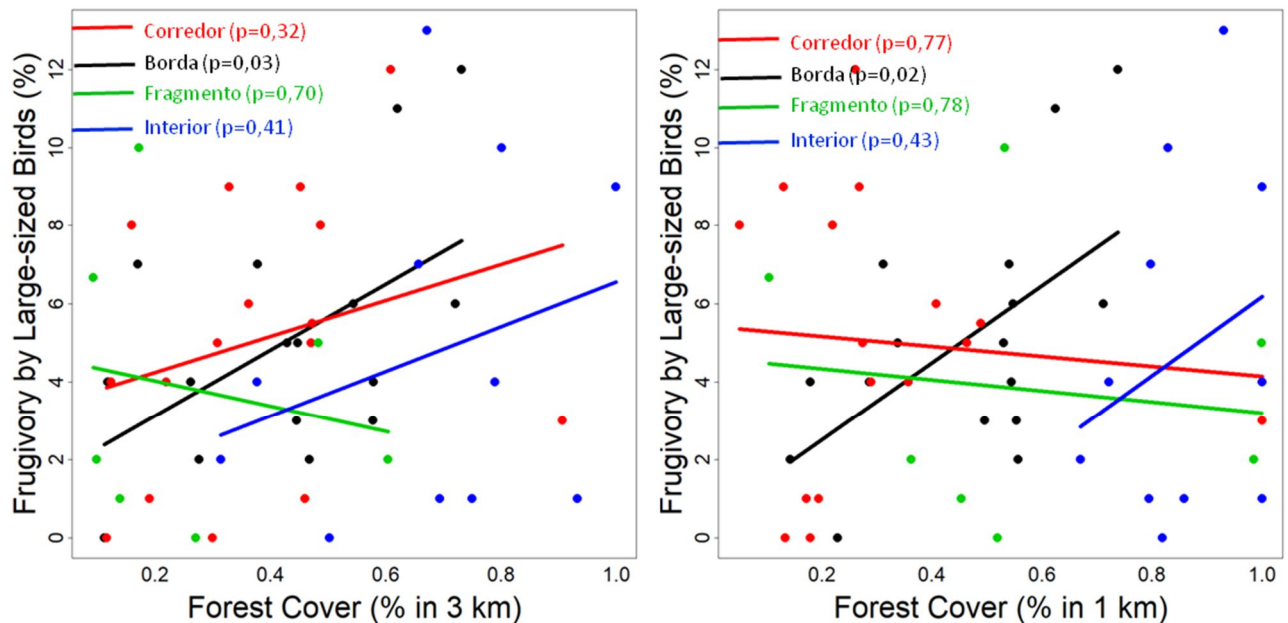


Figura 6: Relação entre frugivoria por aves de grande porte e proporção florestal no entorno de 3 km e 1 km, nos diferentes tipos de ambientes. Intervalo de confiança de 95% é apresentado com linhas tracejadas.

A riqueza das marcas apresentou relação positiva e significativa em função da proporção de florestas nos ambientes de interior de florestas nas escalas de 1 km e 3 km. No interior de fragmentos florestais a relação foi marginalmente significativa para a escala de 1 km (Figura7). Ver material suplementar para detalhes dos resultados não apresentados nas figuras acima (Figura S5).

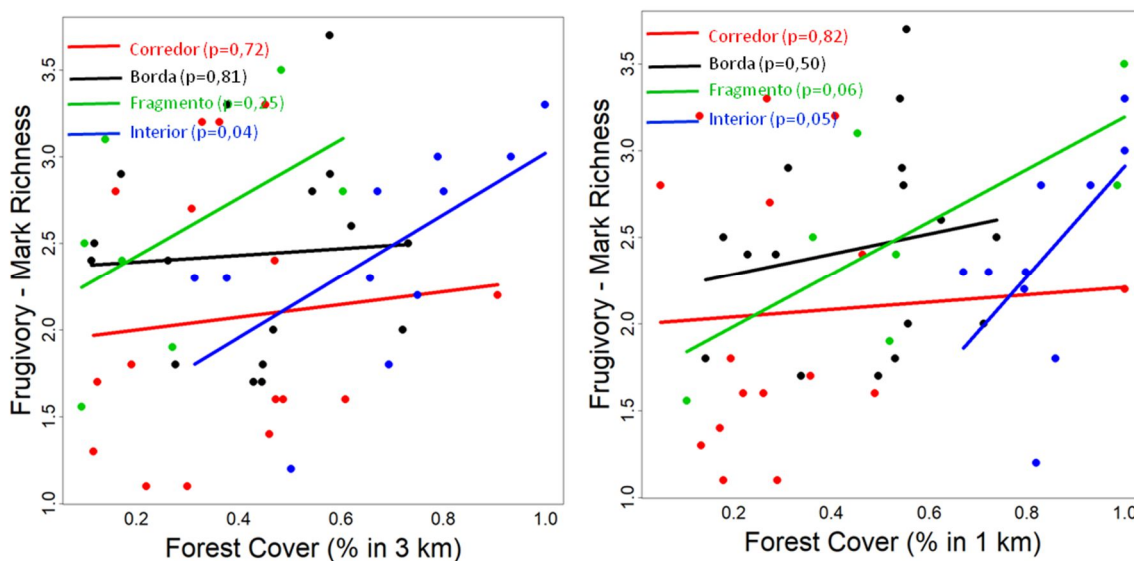


Figura 7: Relação entre riqueza de marcas e a proporção florestal no entorno de 1 km e 3 km, nos diferentes tipos de ambientes.

A predação de sementes foi negativamente influenciada pela proporção florestal, entretanto não apresentou efeito significativo ($R^2=0,21$; $p=0,07$). Também não foram registrados efeitos significativos na interação entre proporção florestal e tipo de ambiente sobre a predação de sementes (Figura 8).

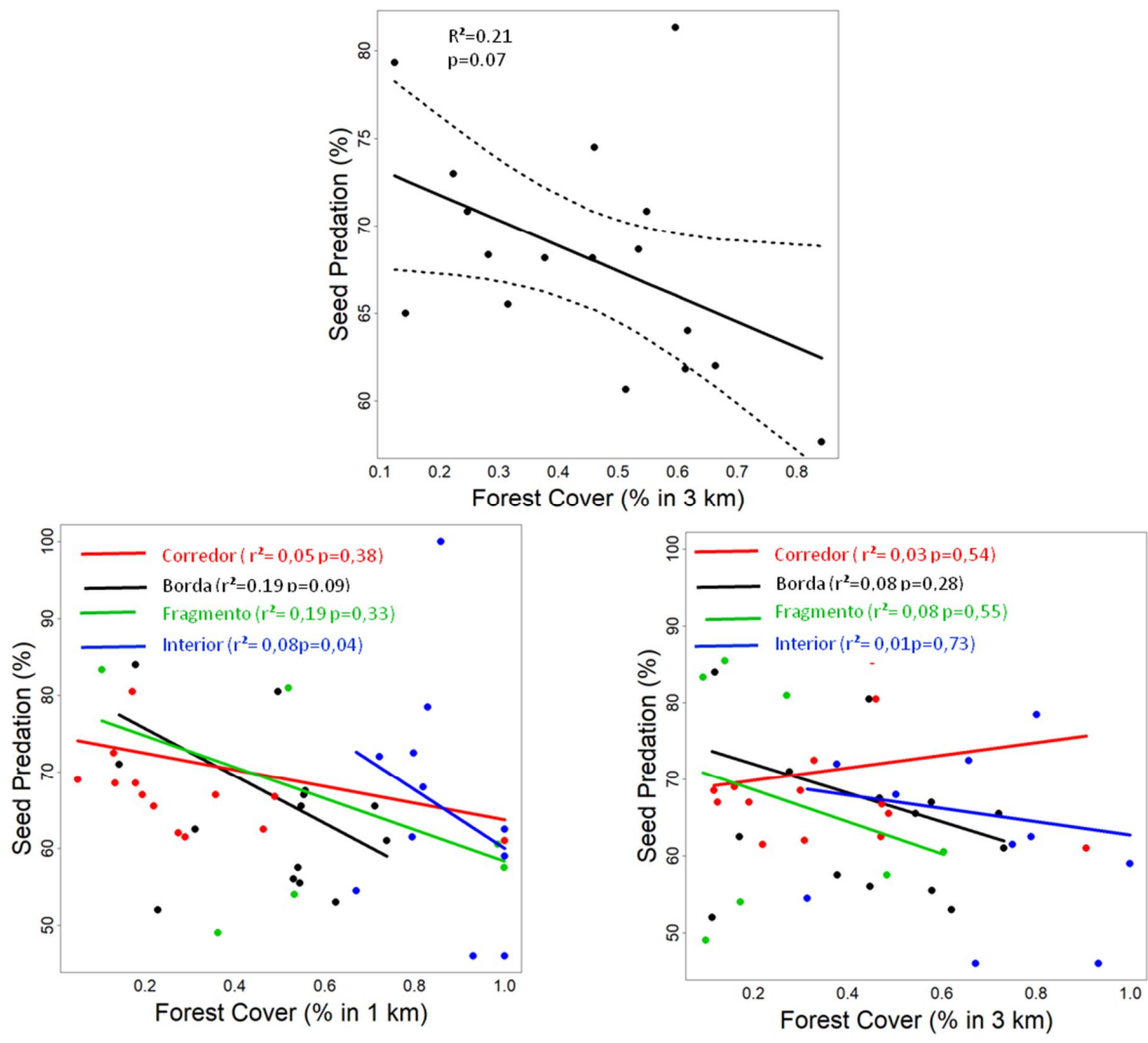


Figura 8: Relação entre a predação total de sementes em função da proporção florestal por tipo de ambiente.

5. DISCUSSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo foi possível comprovar os efeitos da perda de habitat no processo de frugivoria. Sendo que esses efeitos foi mais pronunciado quando vistos em uma escala de paisagem e para aves de maior porte. Embora não tenhamos resultados significativos para a predação de sementes notamos uma tendência de redução da pressão de predação conforme o aumento da cobertura florestal assim como proposto por Galetti *et al* 2015 na Mata Atlântica.

5.1 Frugivoria

Registramos uma dominância de aves nas interações de frugivoria, quando comparados a mamíferos e insetos. Essa dominância já era esperada, uma vez que as aves se orientam visualmente e o uso de frutos artificiais em cor vermelha é atrativo (Wheelwright & Janson, 1985; Arruda et al., 2008). A utilização de odores atrativos nos frutos potencialmente aumentaria a frugivoria por mamíferos (Barcelos et al., 2012). Mesmo com poucos dados desse grupo, podemos notar um claro padrão de limiar (Pardini et al., 2010) em 30% de cobertura, onde após esse limiar quase não temos interações de frugivoria com esse grupo. Estudos mostram que pequenos mamíferos podem experimentar aumentos em suas populações com a perda de cobertura florestal (Pardini et al., 2005; Dirzo et al., 2014; Galetti et al., 2015) e com o aumento da abundância, maiores são as probabilidades desses animais encontrarem os frutos ao acaso, uma vez que os frutos não apresentam qualquer atrativo a esses animais. Da mesma forma que para os mamíferos, os frutos artificiais também não se apresentam atrativos para a maior parte dos invertebrados. A união desses fatos – aliados a baixa ocorrência de interações desses dois grupos – fez com que as interações com aves fossem mais expressivas.

Com base nas marcas encontradas nos frutos e registros realizados experimentalmente pelas armadilhas fotográficas, entendemos que diferentes aves podem realizar um mesmo padrão de marca, mas que cada espécie é capaz de gerar apenas um tipo de marca no fruto, corroborando com o observado por Arruda (2008). Adicionalmente, sugerimos a separação dessas marcas em três classes de tamanhos, que estariam diretamente relacionadas com a capacidade da ave de ingerir o fruto inteiro e, conseqüentemente, sementes maiores (Figura S2). Essa distinção de tamanhos pode ajudar a compreender melhor os efeitos da perda de florestas, já que os diferentes grupos respondem de maneira diferente a perda de habitat, como o que foi encontrado por nosso estudo (Figura 4).

A frugivoria por aves de médio e grande porte apresentaram relações significativas com a proporção florestal das paisagens, demonstrando que para esses grupos a cobertura florestal tem uma grande importância. Espécies de maior porte tendem a serem mais afetadas pela perda de habitat (Dirzo et al., 2014), ao mesmo tempo que são fundamentais para a dispersão de sementes de maiores tamanhos que não são dispersas por espécies de menor porte, contribuindo dessa

forma para a manutenção da conectividade entre manchas de floresta em paisagens fragmentadas (Galetti et al., 2013; Mueller et al., 2014). Podemos concluir, portanto, que a redução da cobertura florestal irá prejudicar a riqueza e diversidade da interação entre aves de médio e grande porte com as sementes maiores, podendo dessa forma comprometer a dispersão de espécies vegetais com sementes grandes (Pizo et al., 1997), ou até mesmo promovendo a seleção das sementes e frutos menores (Galetti et. al. 2013). O processo de frugivoria para o grupo de aves de pequeno porte não foi afetado pela redução na quantidade de floresta (Figura 4). Isso sugere que as aves dependentes florestais desse grupo podem estar sendo substituídas por aves não dependentes de florestas, assim como proposto por Morante-Filho et al. (2018).

Não encontramos uma clara distinção entre borda e interior florestal, o que corrobora com o observado por Menezes (2016). Também não encontramos diferenças na taxa de frugivoria entre os tipos de ambientes estudados. Uma possível explicação para isso se dá em decorrência do tamanho dos fragmentos da região. Embora a região como um todo tenha perdido cerca de 50% da sua cobertura florestal original, os fragmentos restante, de maneira geral, possuem um tamanho muito superior quando comparado com a Mata Atlântica. Sendo assim, existe a possibilidade dessa região ainda não ter chegado a um ponto crítico de perda de florestas (Pardini et al., 2010) e por isso não apresentaram respostas as diferenças de cobertura florestal. Consideramos que a hipótese para de um atraso de resposta (*i.e.*, *time lag*) na perda de espécies propostas por Metzger et al. (2009) é menos provável para a região, pois a exploração na região teve início na década de 1980, foi intensificada somente no final da década de 1990. Todavia, isto é algo a ser testado.

Devido ao fato da região estudada ser uma zona ecotonal, é possível que a troca de espécies florestais por espécies de ambientes mais abertos esteja ocorrendo de maneira equivalente, principalmente para as espécies de menor porte, talvez justificando que a taxa de frugivoria não foi afetada pelas alterações na cobertura florestal e uso do solo. Entretanto, apesar de não ter efeito na taxa de frugivoria, notamos uma redução na riqueza das interações de frugivoria no interior de florestas e de fragmentos florestais (Figura 6), sugerindo uma homogeneização dessa interação (Tobias & Monika, 2012). Como consequência dessa

homogeneização podemos ter perdas de eficiência na dispersão de sementes. Pizo (1997), comparando o sistema de dispersão de uma espécie de árvore em uma área fragmentada e uma área contínua da Mata atlântica, verificou uma redução nas visitas e na eficiência de dispersão, ao mesmo tempo que ocorre uma elevação na predação das sementes na região fragmentada, o que por consequência reduz a probabilidade de sucesso reprodutivo das espécies vegetais (Leishman et al., 2000).

5.2 Predação de Sementes

Nossos resultados mostraram relação negativa da predação de sementes com a proporção florestal quando as análises foram realizadas para as paisagens (Figura 8), corroborando parcialmente nossa hipótese, uma vez que o efeito foi apenas marginalmente significativo. Isso sugere que as sementes dispersas apresentam probabilidades de serem predadas que pode ser parcialmente influenciada pela proporção florestal, entretanto sem efeito do tipo de ambiente em que se encontra. Acreditamos que – embora não tenhamos observado padrões tão claros – com a redução da cobertura florestal esteja ocorrendo um aumento das populações de roedores em detrimento de uma redução nas comunidades de mamíferos de médio e grande porte, como o proposto por Galetti et al. (2015). No entanto, um estudo recente realizado nas mesmas paisagens também não encontrou relações significativas entre a ocorrência de mamíferos de médios e grandes e a cobertura florestal na região (Marchiori et al., in prep).

Embora Vander Wall et al. (2005) sugira que a remoção de sementes não possa ser tratada como predação, no presente estudo optamos por essa forma de analisar. Em muitas de nossas observações de campo pudemos notar claramente sinais de predação das sementes de amendoim por formigas, assim como o relatado por Penido et al. (2015).

Kollmann & Buschor (2003) sugerem que as sementes são mais susceptíveis a predação em bordas de florestas e fragmentos, enquanto outros estudos encontraram que a predação de sementes é menor em ambientes de borda, o que pode estar relacionado ao fato de que pequenos mamíferos podem evitar as bordas florestais (Penido et al., 2015). No entanto, assim como HOLL & Lulow (1997), não encontramos uma diferença significativa na predação de sementes entre borda e

interior das florestas, nem mesmo entre os outros tipos de ambientes que estudamos nessa região.

Nosso estudo demonstra que a dispersão de sementes grandes pode ser comprometida pela redução da cobertura florestal em decorrência da redução da interação de frugivoria com aves de médio e grande porte. Ao mesmo tempo, existe a tendência a um aumento na predação de sementes. O efeito conjunto desses processos pode comprometer o sucesso reprodutivo e regeneração da comunidade vegetal. Acreditamos que o tipo de abordagem aqui proposto de analisar os efeitos da paisagem para cada tipo de ambiente possa trazer grandes contribuições para entender o funcionamento dos ecossistemas. Da mesma forma, vemos como de grande importância que estudos em ecologia da paisagem passem a explorar outros elementos da paisagem, uma vez que a grande parte dos estudos vem sendo realizados somente em bordas e interiores de florestas e fragmentos florestais.

REFERÊNCIAS

Alves-Costa, C. P., Lopes, A. V. (2001). Using Artificial Fruits to Evaluate Fruit Selection by Birds in the Field. *Biotropica*, Hoboken, v. 33, n. 4, p. 713-717.

Arruda, R., Rodrigues, D. J., & Izzo, T. J. (2008). Rapid assessment of fruit-color selection by birds using artificial fruits at local scale in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 38(2), 291-296.

Barlow J. , Mestre L.A.M. , Gardner T.A., Peres C.A.. (2007) The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Conserv.*, 136 pp. 212-231

Beckage, B.; Clark J.S. (2005). Does predation contribute do tree diversity? *Oecologia*, vol. 143, n° 3, p. 458-469.

Beca, G., Vancine, M. H., Carvalho, C. S., Pedrosa, F., Alves, R. S. C., Buscariol, D., ... & Galetti, M. (2017). High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, 210, 352-359.

Betts, M. G., Wolf, C., Ripple, W. J., Phalan, B., Millers, K. A., Duarte, A., ... & Levi, T. (2017). Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547(7664), 441-444.

Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., & Metzger, J. P. (2008). Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40(3), 273-276.

Breitbach, N., Tillmann, S., Schleuning, M., Grünwald, 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(2), 425-437.

Butchart, S.H.M. et al., (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*. DOI: 10.1126/science.1187512.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human – induced species losses : Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.*, (June), 9–13.

Cazetta, E., Schaefer, H. M., & Galetti, M. (2009). Why are fruits colorful? The relative importance of achromatic and chromatic contrasts for detection by birds. *Evolutionary Ecology*, 23(2), 233-244.

Carvalho, CS., Ribeiro, M. C., Côrtes, M. C., Galetti, M., & Collevatti, R. G. (2015). Contemporary and historic factors influence differently genetic differentiation and diversity in a tropical palm. *Heredity*, 115(3), 216-224.

Carvalho, CS., Ballesteros-Mejia, L., Ribeiro, M. C., Côrtes, M. C., Santos, A. S., & Collevatti, R. G. (2017). Climatic stability and contemporary human impacts affect the genetic diversity and conservation status of a tropical palm in the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Genetics*, 18(2), 467-478.

Costa, L. P., & Ditchfield, A. D. (2005). Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, 1861.

Cramer, J. M., Mesquita, R. C., & Williamson, G. B. (2007). Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological conservation*, 137(3), 415-423.

Cullen L., Bodmer R.E., Valladares Pádua C. (2000). Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *BiolConserv*: 49–56. doi:10.1016/S0006-3207(00)00011-2

Deminicis, B. B., Vieira, H. D., Araújo, S. A. C., Jardim, J. G., Pádua, F. T., & Chambela Neto, A. (2009). Dispersão natural de sementes: importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens tropicais. *Archivos de Zootecnia*, 58, 35-58.

Devoto, M., Bailey, S., Craze, P., & Memmott, J. (2012). Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks. *Ecology letters*, 15(4), 319-328.

Diaz, I., Papic, C., & Armesto, J. J. (1999). An assessment of post-dispersal seed predation in temperate rain forest fragments in Chiloé Island, Chile. *Oikos*, 228-238.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.

Foley, J. A. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574.

Fortin, M.-J., & Dale, M. R. T. (2005). Spatial analysis: a guide for ecologist. *New York, NY: Cambridge University Press*.

Francisco, M.R. e M. Galetti. (2002) Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. *Rev. Bras. Bot.*, 25: 11-17.

Galetti, M., & Pizo, M. A. (1996). Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 4(5), 9.

Galetti, M., Alves-Costa, C. P., & Cazetta, E. (2003). Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biological Conservation*, 111(2), 269-273.

Galetti, M., Guevara, M., Côrtes, M.C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A.B., Labecca, F., Ribeiro T., Carvalho, C.S., Collevatti, R. S., Pires, M. M., Guimarães Jr, P. R. ., Brancalion, P. H., Ribeiro, M. C., Jordano, P. (2013). Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, **340**, 1086–1090

Galetti, M., Bovendorp, R. S., & Guevara, R. (2015). Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*, 3, 824–830. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.008>

Garrote, P. J., Calvo, G., Żywiec, M., Delibes, M., Suárez-Esteban, A., Castilla, A. R., & Fedriani, J. M. (2019). Extrinsic factors rather than seed traits mediate strong spatial variation in seed predation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 38, 39-47.

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX, Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *SciAdv* 1: e500052

Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brosofske, K. D., Saunders, S. C., ... & Esseen, P. A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation biology*, 19(3), 768-782.

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*, 99(5), 1100-1107.

Howe, H. F. & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13:201-22.

Howe, H.F. & Miriti, M.N. (2004) When seed dispersal matters. *BioScience*, 54: 651-660

HOLL, K. D., & Lulow, M. E. (1997). Effects of Species, Habitat, and Distance from Edge on Post-dispersal Seed Predation in a Tropical Rainforest 1. *Biotropica*, 29(4), 459-468.

Horst, J. L., & Venable, D. L. (2018). Frequency-dependent seed predation by rodents on Sonoran Desert winter annual plants. *Ecology*, 99(1), 196-203.

Hulme, P.E. (1998). Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution Perspectives in Plant Ecology. *Evolution and Systematics*, vol. 1, p. 32-46.

Jordano, P. (1995). Frugivore-mediated selection on fruit and seed size: birds and St. Lucie's cherry, *Prunus mahaleb*. *Ecology*, 76(8), 2627-2639.

Jordano, P. (2000). Fruits and frugivory. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2, 125-166.

Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A., & Silva, W. R. (2006). Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação.

Jordano, P., Forget, P. M., Lambert, J. E., Böhning-Gaese, K., Traveset, A., & Wright, S. J. (2011). Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction.

Laurance, W. F., Vasconcelos, H. L., & Lovejoy, T. E. (2000). Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34(1), 39-45.

Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv Biol.* 16: 605-618

Laurance, W. F., & Vasconcelos, H. L. (2009). Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia brasiliensis*.

Leishman, M. R., Wright, I. J., Moles, A. T., & Westoby, M. (2000). The evolutionary ecology of seed size. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2, 31-57.

Markl, J. S., Schleuning, M., Forget, P. M., Jordano, P., Lambert, J. E., Traveset, A., Wright, S. J. & Böhning-Gaese, K. (2012). Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conservation Biology*, 26:1072–1081.

Martello, F., Andriolli, F., de Souza, T. B., Dodonov, P., & Ribeiro, M. C. 2016. Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation. *Journal of Insect Conservation*, 20(6), 957-970.

Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Banks-Leite, C., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2012). Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, 26(6), 1100–1111.

Menezes, I., Cazetta, E., Morante-Filho, J. C., & Faria, D. (2016). Forest cover and bird diversity: drivers of fruit consumption in forest interiors in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 549-562.

Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142(6), 1166-1177.

Morante-Filho JC, Faria D, Mariano-Neto E, Rhodes J. (2015) Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE*, 10(6): e0128923. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>

Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., de Andrade, E. R., Santos, B. A., Cazetta, E., & Faria, D. (2018). Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 256-266.

Morato R, Connette GM, Stabach JA, De Paula RC, Ferraz KMPM, Kantek DLZ, Miyazaki SS, Pereira TDC, Silva LC, Paviolo A, De Angelo C, Di Bitettig MS, Cruz P, Lima F, Cullen L, Sana DA, Ramalho EE, Carvalho MM, da Silva MX, Moraes MDF, Vogliotti A, May Jr JA, Haberkfeld M, Rampim L, Sartorello L, Araujo GR, Wittemyer G, Ribeiro MC, Leimgruber P. (2018). Resource selection in an apex predator and variation in response to local landscape characteristics. *Biological Conservation*, 228 (2018) 233–240.

Muyllaert, R. L., Stevens, R. D., & Ribeiro, M. C. (2016). Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*, 26(6), 1854-1867.

Nagy-Reis, M. B., Ribeiro, M. C., Setz, E. Z., & Chiarello, A. G. (2019). The key role of protection status in safeguarding the ecological functions of some Neotropical mammals. *Biodiversity and Conservation*, 28(10), 2599-2613.

Newbold, T., Scharlemann, J. P., Butchart, S. H., Şekercioğlu, Ç. H., Alkemade, R., Booth, H., & Purves, D. W. (2013). Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750), 20122131.

Pardini, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation*, 13(13): 2567-2586

Pardini, R.; Souza, R. M. ; Braga-neto, R. ; Metzger, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, v. 124, n.266, p. 253-266.

Penido, G., Ribeiro, V., & Fortunato, D. S. (2015). Edge effect on post-dispersal artificial seed predation in the southeastern Amazonia, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 347-351.

Pizo, M. A. (1997). Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 13(4), 559-577.

Pizo, M. A., & Galetti, M. (2010). Métodos e perspectivas do estudo da frugivoria e dispersão de sementes por aves. *Ornitologia e conservação: Ciencia aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*, 493-504.

Pizo, M. A., Batista, E. C., & Monteiro, E. C. (2019). A Reappraisal of the Fruit-Taking and Fruit-Handling Behaviors of Neotropical Birds. In *Behavioral Ecology of Neotropical Birds* (pp. 185-198). Springer, Cham.

Redford, K. H., & Redford, K. H. (1992). The Empty Forest. *BioScience*, 42(6), 412–422.

Regolin, A. L., Cherem, J. J., Graipel, M. E., Bogoni, J. A., Ribeiro, J. W., Vancine, M. H., ... & Castilho, P. V. D. (2017). Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 98(6), 1721-1731.

Ries, L., Fletcher Jr, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 491-522.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rocha, W., Metcalfec, D. B, DoughtydC. E., Brando, P. ,Silvérioa, D. , Halladayd, K. ,Nepstada, D.C. , Balche, J. K., Malhid, Y. (2013). Ecosystem productivity and carbon cycling in intact and annually burnt forest at the dry southern limit of the Amazon rainforest (MatoGrosso, Brazil). *Plant Ecology &*

Diversity, 2014 Vol. 7, Issues 1–2, 25–40,
<http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.798368>.

Silman M, Terborgh JW, Kiltie RA (2003) Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology*, 84:431–438

Shannon, C. E., Weaver, W. (1949). *Mathematical Theory of Communication*. (1th ed.), Chicago:University of Illinois Press.

Şekercioğlu, Ç. H., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(52), 18042-18047.

Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., ... & Balbas, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, 294(5548), 1923-1926.

Tobias, N. & Monika, W. (2012). A homogeneização taxonômica implica homogeneização funcional em comunidades temperadas da camada de ervas da floresta ? *Plant Ecology* , 213 (3), 431-443.

Tscharntke, T., Sekercioğlu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N. S., Hoehn, P., & Tylianakis, J. M. (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, 89(4), 944-951.

Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4), 507-519.

Vander Wall, S. B., Kuhn, K. M., & Beck, M. J. (2005). Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology*, 86(3), 801-806.





Wandrag E.M., Dunham A. E., Duncan R. P., and Rogers H. S. (2017). Seed dispersal increases local species richness and reduces spatial turnover of tropical tree seedlings. *PNAS*, 2017 114 (40) 10689-10694; first published August 28, 2017 <https://doi.org/10.1073/pnas.1709584114>





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






Wheelwright, N. T., & Janson, C. H. (1985). Colors of fruit displays of bird-dispersed plants in two tropical forests. *The American Naturalist*, 126(6), 777-799.

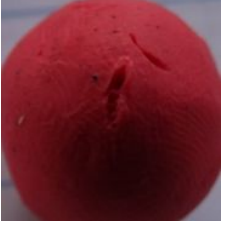
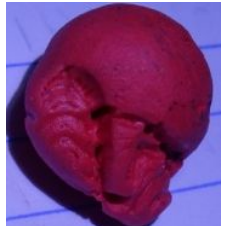

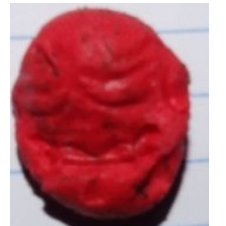

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R* (1st ed.). New York, USA: Springer.

Material Suplementar

Foto	Tipo de animal	ID	Descrição
	Aves	a1	Marcas triangulares que não atingem os dois lados do Fruto indicando aves com pequena abertura de bico
	Aves	a2	Marcas triangulares pequenas, mas que estão presentes nas duas extremidades do fruto
	Aves	a3	Marcas de bicos alongados e que marcam as duas extremidades do fruto
	Aves	a4	Marca triangular profunda e larga com capacidade de marcar as duas extremidades do fruto

	Aves	a5	Marca triangular com capacidade de marcar as duas extremidades do fruto. Marcas de um bico com ponta voltada para dentro
	Aves	a6	Pequenas marcas que "raspam" a parte exterior dos frutos sem alcançar as duas extremidades
	Aves	a7	Marcas paralelas atingindo as duas extremidades do fruto e sem apresentar marcas da ponta do bico
	Aves	a8	marca triangular com ponta arredondada e voltada para dentro. Marca as duas extremidades do fruto

	Aves	a9	Marcas semelhantes a a7, mas com bicos contendo serrilhado
	Aves	a10	Pequenas marcas triangulares que "afundam" para o interior do fruto. Não marca as duas extremidades do fruto
	Aves	a11	Marcas semelhantes a a6 mas menores e mais delicadas. Não atinge as duas extremidades do fruto
	Aves	a12	Marcas triangulares com ponta virada para dentro Tamanho menor que a8 e marca as duas extremidades do fruto
	Aves	a13	Marcas semelhantes a a3 mas sem a ponta do bico. Marca as duas extremidades do fruto

	<p>Marsupiais pequenos</p>	<p>Mp</p>	<p>Marcas de pequenos dentes onde é possível identificar caninos e incisivos</p>
	<p>Marsupiais grandes</p>	<p>Mg</p>	<p>Marcas de pequenos ou grandes dentes pontiagudos onde é possível identificar Caninos e incisivos</p>
	<p>Roedores</p>	<p>R</p>	<p>Marcas de dois incisivos característicos de roedores</p>
	<p>Primatas</p>	<p>P</p>	<p>Marcas de 4 incisivos retos possivelmente de primatas</p>
	<p>Vespas, grilos, baratas</p>	<p>Ir</p>	<p>Pequenas marcas de raspagem nos frutos ou dois riscos que se encontram</p>

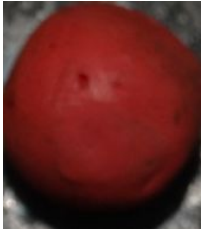

	moscas e vespas com ovopositor	If	Único furo onde as vezes é possível identificar marcas das patas ao redor
	Formigas Cortadeiras	Ic	Marcas de mandíbulas com cortes circulares. característicos de Formigas cortadeiras

Figura S1: Tabela com divisão das marcas de aves, mamíferos e invertebrados.








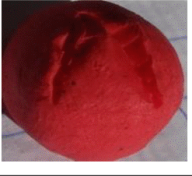







	Descrição	Fotos		
Aves pequeno porte	Marcas triangulares que não atingem as duas extremidades do fruto			
Aves médio porte	Marcas triangulares que atingem as duas extremidades do fruto, mas dificilmente capazes de engoli-los inteiros			
Aves grande porte	Marcas triangulares que atingem as duas extremidades do fruto e potencialmente com capacidade de engolir			
Mamíferos	Marcas de dentes de roedores, marsupiais e primatas			
Invertebrados	Pequenas marcas de garras, mandíbulas ou ovopositores de invertebrados			

Figura S2 - Tabela com divisão de classes de aves.

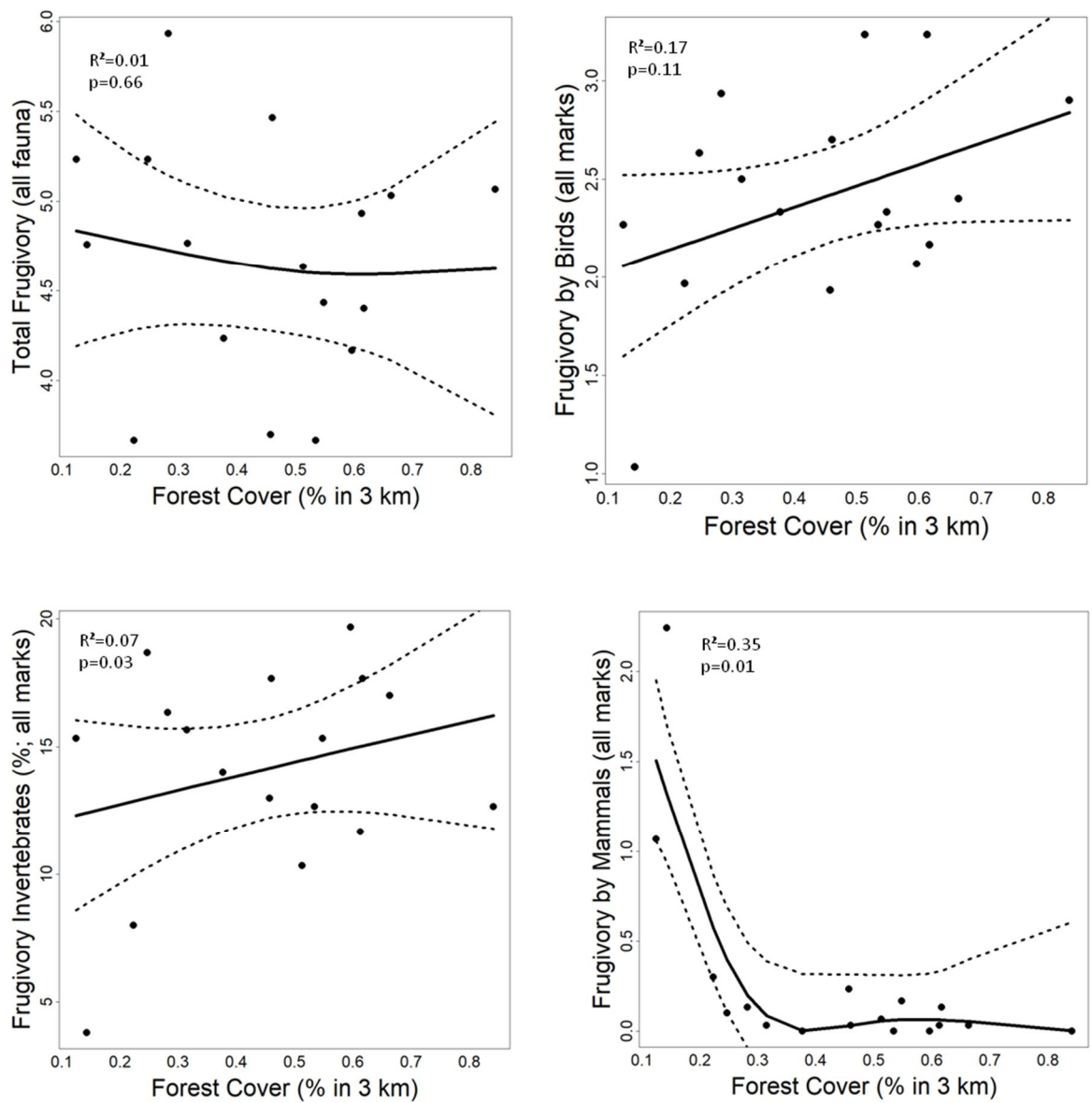


Figura S3 - Relação entre frugivoria e proporção florestal em nível de paisagem, raio de 3 km.

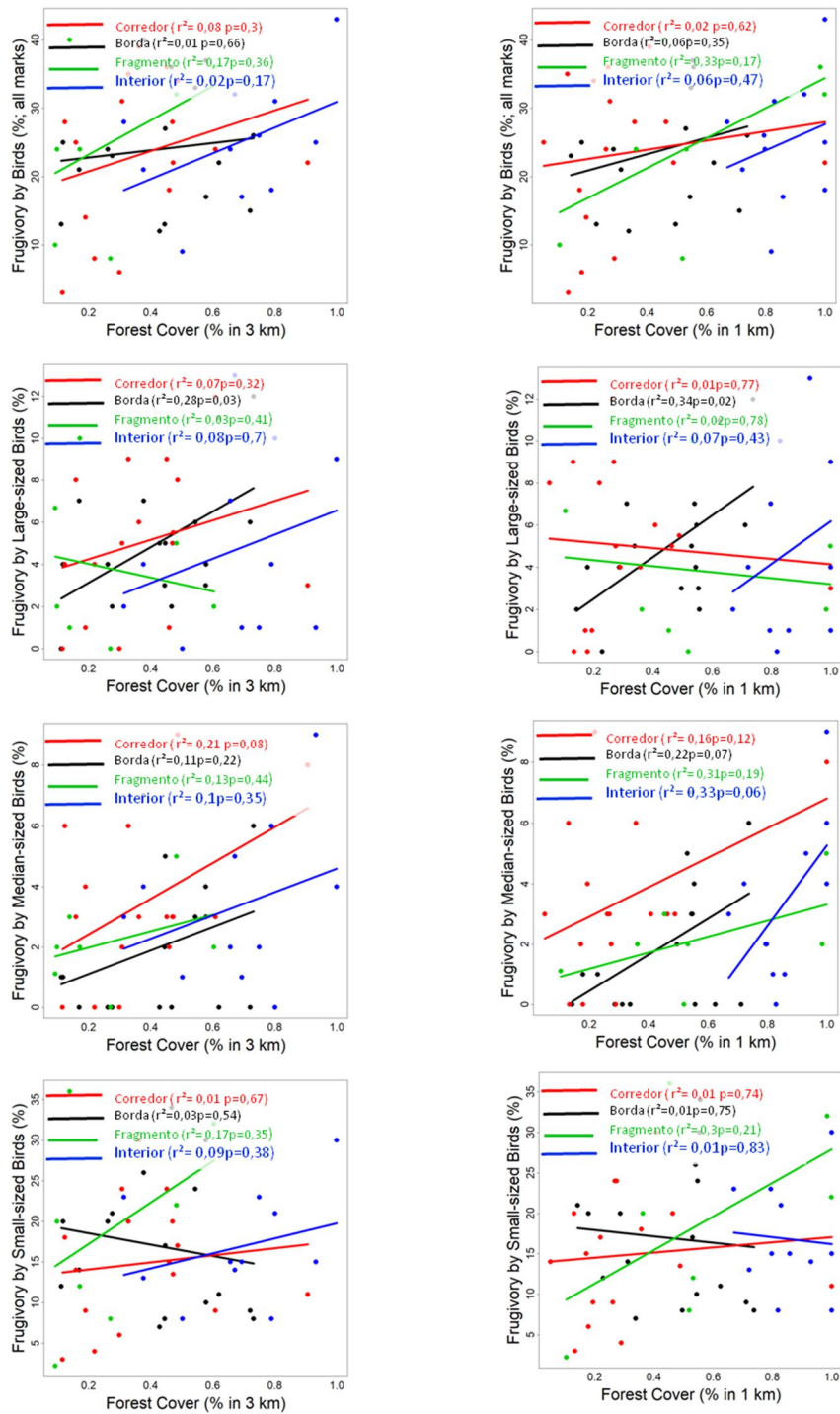


Figura S4 - Relação entre frugivoria por aves e proporção florestal no entorno de 1 km e 3 km. Linha verde = fragmentos florestais; Linha azul = interior de florestas; Linha vermelha = corredores; Linha preta = bordas florestais.

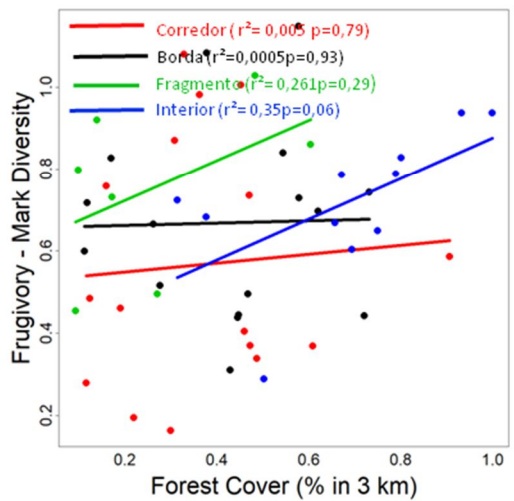
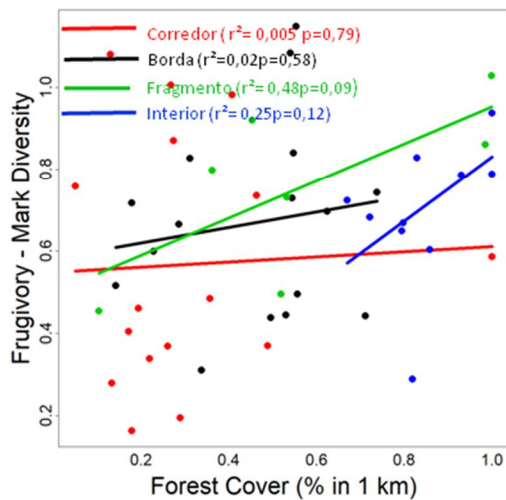
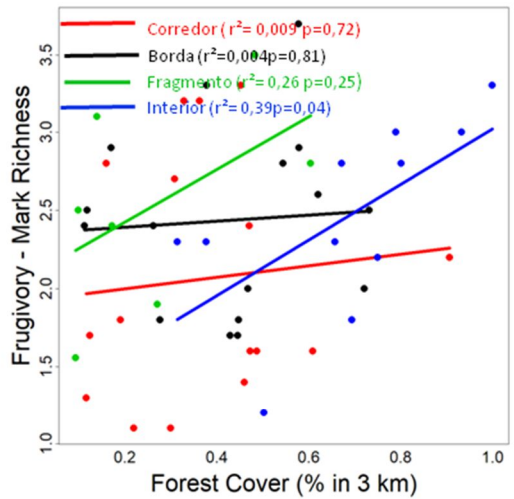
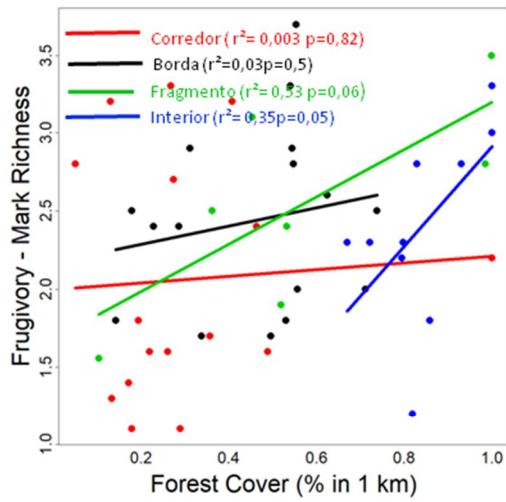
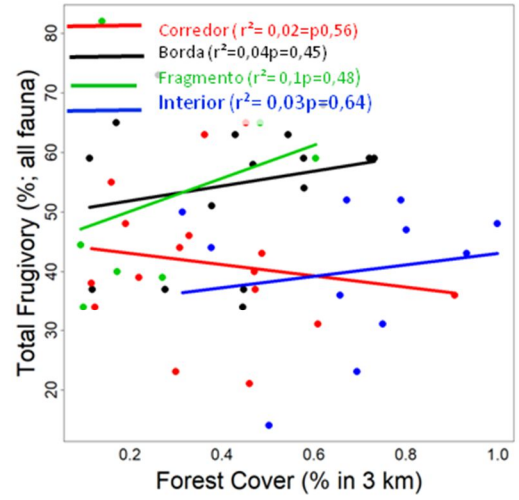
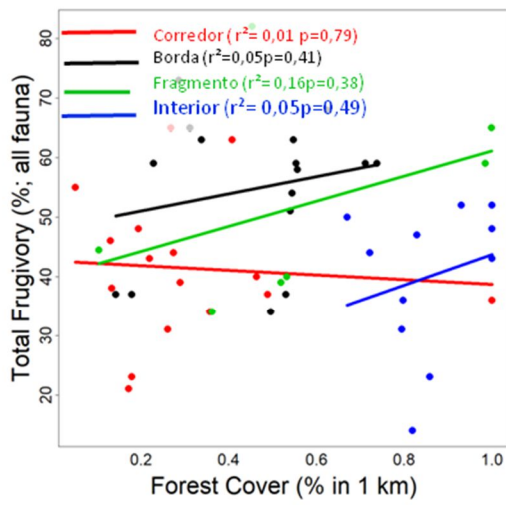


Figura S5- Relação entre Frugivoria, Riqueza e Diversidade de frugivoria em relação a proporção florestal por ambiente. Linha verde = fragmentos florestais; Linha azul = interior de florestas; Linha vermelha = corredores; Linha preta = bordas florestais.

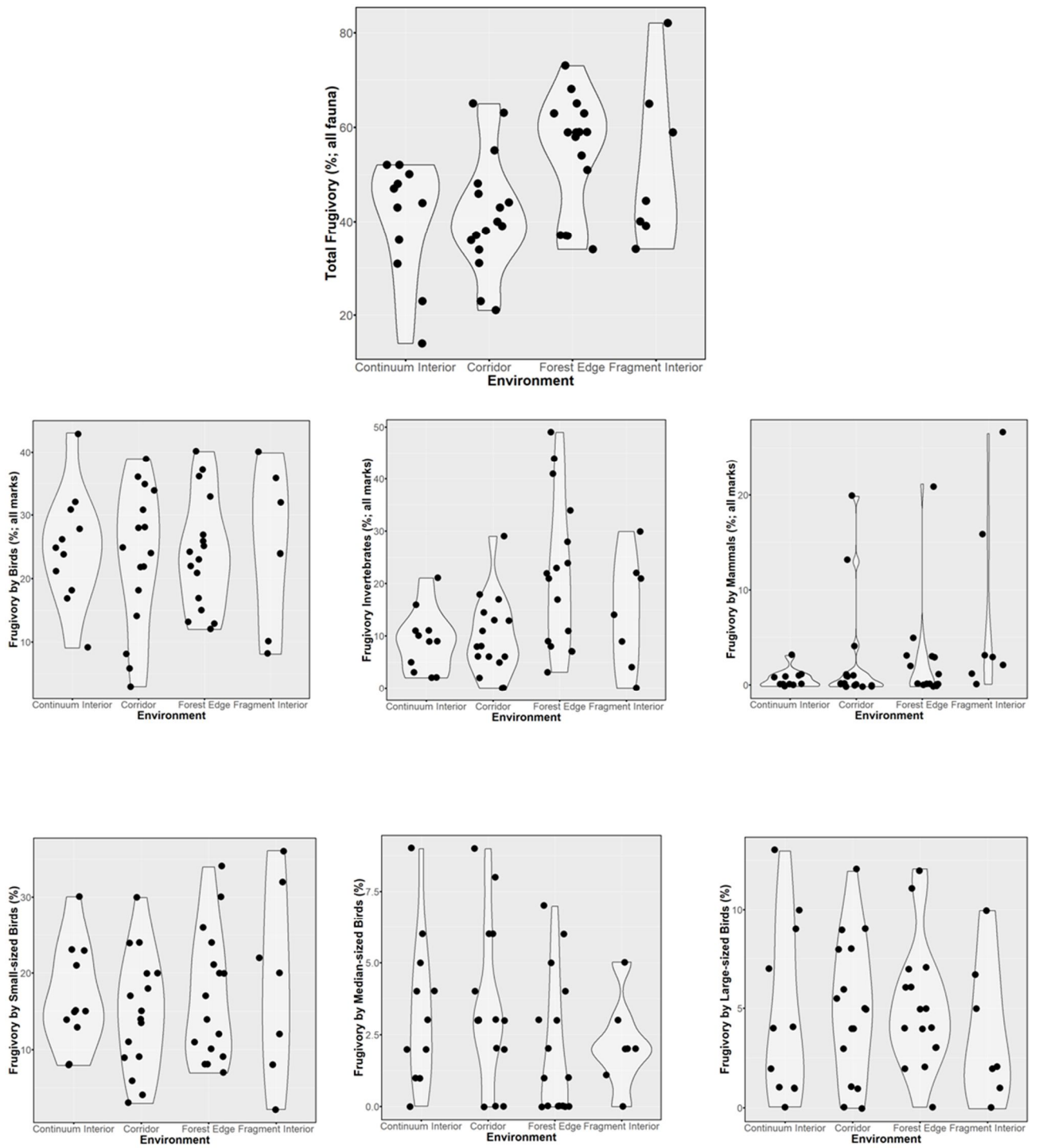


Figura S6- Proporção de frugivoria por tipos de ambientes, divididos por grupos.

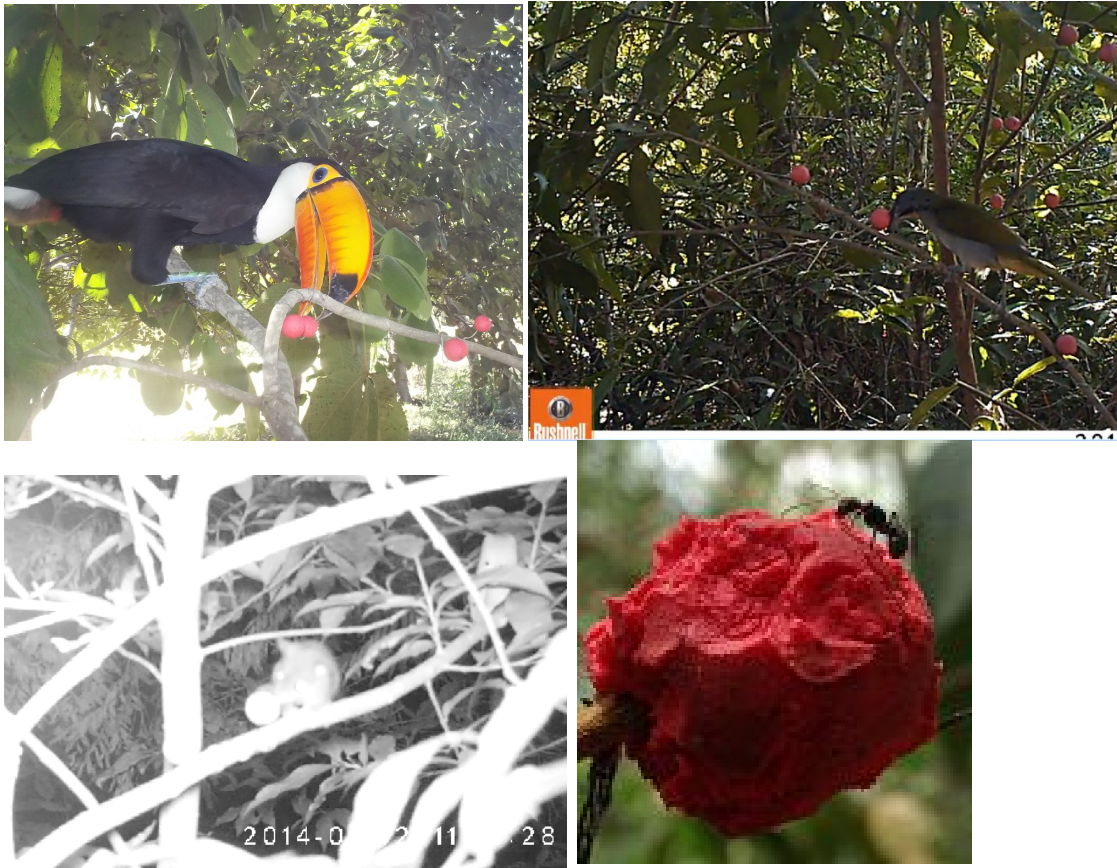


Figura S7- Exemplos de animais registrados interagindo com frutos.