



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

ÍCARO MENEZES PINTO

**IMPLICAÇÕES DA REDUÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL NO
CONSUMO DE FRUTOS POR AVES FRUGÍVORAS EM PAISAGENS
ANTRÓPICAS**

**ILHÉUS – BAHIA
2015**

ÍCARO MENEZES PINTO

**IMPLICAÇÕES DA REDUÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL NO
CONSUMO DE FRUTOS POR AVES FRUGÍVORAS EM PAISAGENS
ANTRÓPICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Linha de Pesquisa: Ecologia e conservação de comunidades, ecossistemas e paisagens

Orientadora: Dra. Deborah Maria de Faria

Co-orientadora: Dra. Eliana Cazetta

ILHÉUS – BAHIA
2015

P659

Pinto, Ícaro Menezes.

Implicações da redução de cobertura florestal no consumo de frutos por aves frugívoras em paisagens antrópicas / Ícaro Menezes Pinto. – Ilhéus, BA: UESC, 2015.

45f. ; anexos

Orientadora: Deborah Maria de Faria.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Ecologia florestal. 2. Animais frugívoros. 3. Sementes - Dispersão. 4. Paisagens fragmentadas. 5. Florestas tropicais. I. Título.

CDD 597.8

ÍCARO MENEZES PINTO

Bacharel em ciências biológicas

**IMPLICAÇÕES DA REDUÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL NO
CONSUMO DE FRUTOS POR AVES FRUGÍVORAS EM PAISAGENS
ANTRÓPICAS**

Banca avaliadora:

Dra. Deborah Maria de Faria
Universidade Estadual de Santa Cruz
(Orientadora)

Dra. Eliana Cazetta
Universidade Estadual de Feira de Santana
(Co-orientadora)

Dr. Erich Fich
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Dr. Glédson Vigiano Bianconi
Instituto Federal do Paraná

*A minha família, queridos
amigos e professores dedico.*

Agradecimentos

Ao longo desses dois anos de mestrado não previa um amadurecimento intelectual e pessoal tão flagrante, relativamente quase um abismo entre a graduação e a pós-graduação. Ainda tenho muito a aprender, mas pelo que passei, eu quero agradecer as seguintes pessoas e instituições:

À Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), por minha formação profissional e por ser a minha segunda casa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, aos coordenadores e secretárias por todo apoio, em especial a Iky Anne Dias e Amábille.

À minha orientadora, Dr^a Deborah Faria, pela orientação no projeto de pesquisa, às discussões e ideias, apoio logístico e incentivo durante esse período de grande aprendizado e formação. À paciência e correções da dissertação. Agradeço também pela cobrança dos prazos apesar de não cumprir alguns.

À minha co-orientadora, Dr^a Eliana Cazetta pela orientação no projeto de pesquisa, pelas ideias, todo apoio e aprendizado, pelas correções da dissertação, discussões, paciência e logística do estudo.

A Alesandro Souza colega de mestrado e Zé Carlos aluno de doutorado, pela amizade, discussões e resenhas no campo, apoio logístico e aprendizado. Sem o apoio de vocês esta etapa da minha vida seria algo mais árduo. Agradeço de coração!

A todos meus colegas e amigos do mestrado e doutorado pela amizade!

Aos proprietários e administradores das áreas nas quais trabalhei, em especial ao seu Neo e a Luciano pela estadia na sua fazenda durante o período de coleta em Una, Bahia. Ao seu Zeca e Leca pela amizade e acolhimento.

Aos meus pais, que eu tanto amo, Ozania Maria e José Ferreira, que cuidaram de mim com todo carinho e amor, pelos ensinamentos e formação de caráter que levarei pra todo lugar aonde for, assim também como minha irmã e amiga Ingrid Menezes e por tudo que passamos juntos.

Agradeço também a toda minha família pelo mesmo carinho e confiança depositada em mim. Amo vocês!

Agradeço ao amor da minha vida e companheira, Amanda Souza Ribeiro. Também a sua família, que afinal é minha segunda família, pelo carinho e confiança que possuem em mim.

Enfim, agradeço também a Deus pelo amor, força e proteção!

“Tornamos nosso mundo significativo pela coragem de nossas perguntas e pela profundidade de nossas respostas”

(Carl Sagan)

IMPLICAÇÕES DA REDUÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL NO CONSUMO DE FRUTOS POR AVES FRUGÍVORAS EM PAISAGENS ANTRÓPICAS

Resumo

A perda de cobertura florestal e a fragmentação são apontadas como principais promotoras de alterações nos padrões de biodiversidade no mundo, causando modificações nas dinâmicas e estrutura das populações, incluindo também processos funcionais importantes para o funcionamento dos ecossistemas. Entre eles, a dispersão de sementes é um processo-chave para a demografia de plantas e para o equilíbrio e manutenção das populações de animais que obtêm recursos dessas plantas. Tal interação mutualística entre planta-animal pode sofrer modificações com a redução da cobertura florestal e fragmentação da paisagem. Este estudo teve como objetivo avaliar de que maneira a perda de cobertura florestal em escala de paisagem afeta as taxas de frugivoria no consumo de frutos ornitocóricos e se as taxas de frugivoria são reflexos da riqueza e abundância de aves frugívoras nas áreas de bordas e interiores de floresta, da Floresta Atlântica brasileira. O estudo foi realizado em 20 sítios de floresta, inseridos em paisagens antrópicas localizadas na região sul da Bahia em um gradiente de cobertura florestal (5-80%). A comunidade de aves foi amostrada pelo método de ponto de contagem, no período de janeiro de 2013 a abril de 2014, durante três campanhas totalizando 6 horas de esforço amostral por sítio. Em cada sítio amostral foram distribuídos 4 pontos de contagem, com um raio fixo de 50 m, e separados por uma distância mínima de 150 m. Para estimar o consumo de frutos por aves, utilizamos frutos artificiais confeccionados com massa de plasticina ACRILEX®, material não tóxico. Foram utilizados frutos vermelhos, cada fruto media aproximadamente 14 mm de diâmetro. Em cada sítio foram alocadas 28 estações experimentais. Quatorze estações foram localizados a distâncias entre 1 e 5 m da borda da floresta para seu interior, e 14 no interior da floresta (> 75 m da borda). A perda de cobertura florestal em escala de paisagem teve um efeito negativo na riqueza e abundância de espécies de aves frugívoras associadas aos interiores de floresta. Observou-se também, que a redução da cobertura florestal afetou negativamente a taxa de frugivoria de frutos somente no interior de floresta, não sendo observado efeito no consumo de frutos nas bordas. Este estudo sugere que a perda de cobertura florestal leva a perda de espécies e alteração em importantes processos ecológicos mediados por estas assembleias, como a frugivoria de frutos. A baixa redundância funcional observada entre o grupo de frugívoros provavelmente afeta as chances de dispersão de sementes, com importantes consequências para a regeneração destes sistemas.

Palavras-chave: Aves frugívoras, Dispersão de sementes, Floresta Tropical, Perda de cobertura florestal, Paisagens antrópicas.

IMPLICATION OF FOREST COVER REDUCTION IN FRUIT CONSUMPTION BY FRUGIVOROUS BIRDS IN ANTHROPOGENIC LANDSCAPES

Abstract

The loss of forest cover and its fragmentation are identified as main drivers of biodiversity patterns worldwide. These processes trigger major changes in the structure and dynamic of populations, with reported or inferred consequences in ecological processes that ultimately to assure ecosystem functioning. Seed dispersal is a key ecological process influencing the demographics of plants, and also the maintenance of the populations of animals that gets resources of these plants. It is expected that patterns of this mutualistic interaction between plant-animal can be modified by the forest cover in the landscape, although few empirical studies have demonstrated this effects. The present study aimed to evaluate how the loss of forest cover at the landscape scale affects frugivory rates in the consumption of ornithocoric fruits, specifically between forest edges and interiors. The study was conducted in 20 forest sites in the Brazilian Atlantic Forest, inserted into anthropogenic landscapes located in southern Bahia within a gradient of forest cover (5-80%). Frugivorous birds were sampled in each sampling site by counting point method from Jan-2013 to Apr-2014, during three campaigns. Species were further classified either as edge or forest specialists and we only included in our analysis those understory species. To estimate the consumption of fruits by birds we made artificial fruits (~14 mm in diameter) made with modeling clay mass ACRILEX®, non-toxic material, placed these fruits in transects located in forest edges and interiors of each sampling site and examined signs of fruit handling as a proxy of attempts to frugivory. A total of 28 experimental stations were allocated in each sampling transect, fourteen stations on edges (up to 5 m from the forest edge) and fourteen on its interior (> 75 m from the edge). Landscape-scale forest cover loss negatively influenced richness and abundance of frugivorous birds associated with forest interior, but not the edge species. Similarly, forest cover loss negatively affected fruit consumption only within the forest, but not at the edges. This study suggests that deforestation leads to loss of habitat sensitive bird species and individuals, and that this modification in local species assemblage affects key ecological processes mediated by these species, herein fruit frugivory. The low functional redundancy observed among fruit-eating species is likely to affect seed dispersal patterns, with important consequences for the regeneration of these systems.

Keywords: Anthropogenic landscapes, Forest cover loss, Frugivorous birds, Seed dispersal, Tropical Forest

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1 Mapa da área de estudo: Distribuição espacial dos 20 sítios de amostragem com o percentual de cobertura florestal (área cinza). Mapas de áreas que estão fora das linhas tracejadas foram obtidos a partir do SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2012), Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica, Período de 2011 a 2012. 6
- Fig. 2 Relação da riqueza e abundância de aves frugívoras registradas nos 20 sítios de amostragem entre borda e interior da floresta Atlântica do Sul da Bahia. 9
- Fig. 3 Frutos consumidos (n) em relação ao gradiente de cobertura florestal (a) borda e (b) interior. 9

Sumário

Introdução geral	xii
Interação planta-animal.....	xii
Efeitos da perda de cobertura e fragmentação florestal sobre a dispersão de sementes	xiii
Objetivo Geral.....	xvi
Referências	xvi
Implicações da redução de cobertura florestal no consumo de frutos por aves frugívoras em paisagens antropizadas.....	1
Introdução	2
Métodos	4
Local de estudo	4
Mapeamento e desenho amostral.....	5
Amostragem de aves	5
Consumo de frutos artificiais	7
Análise dos dados	8
Resultados	8
Discussão	10
Considerações finais	12
Referências	13

Introdução geral

Interação planta-animal

As plantas ao longo da sua evolução desenvolveram vários caracteres que refletem adaptações aos animais com os quais interagem (Bascompte & Jordano 2007; Guimarães et al. 2011; Heleno et al. 2014). Determinadas características das plantas tradicionalmente são vistas como atrativos para polinizadores e dispersores para maximizar o sucesso reprodutivo das plantas (Bascompte and Jordano 2007). Deste modo, as plantas conseguem aumentar a fecundidade, o recrutamento de plântulas e o fluxo gênico entre populações (Jordano et al. 2011).

Trata-se de uma interação mutualística entre plantas e animais (Guimarães et al. 2011). As plantas oferecem recursos florais que atraem os polinizadores (Schaefer & Schmidt 2004), além de estruturas carnosas e suculentas que muitas vezes exibem cores bem vistosas e contrastantes com a vegetação (vermelho e preto), que atraem animais para dispersarem suas sementes (Jordano et al. 2006). Essas estruturas atraem animais que procuram recursos nutricionais e conseqüentemente acabam dispersando os grãos de pólen ou sementes (Carlo et al. 2007). As sementes que são dispersas por animais apresentam maior probabilidade de serem levadas para longe da planta-mãe (Sansevero et al. 2011).

A remoção das sementes pelos animais para longe da planta-mãe aumenta a probabilidade de recrutamento das plântulas devido à redução da predação e da competição (Howe & Miriti 2004; Jordano et al. 2006). Nessa interação os frutos podem ser consumidos por inteiro, incluindo as sementes (Traveset et al. 2001). A passagem dos frutos pelo trato digestório dos animais pode remover a polpa, ou promover a escarificação da semente, eventos que facilitam a embebição e a quebra da dormência das sementes auxiliando a germinação (Traveset et al. 2001).

A frugivoria pode contribuir para a manutenção de áreas florestadas ou recolonização e reestruturação da vegetação por meio da dispersão de sementes em áreas desmatadas, tendo importante papel no controle dos processos demográficos de muitas espécies de plantas (Sansevero et al. 2011; Reid et al. 2014). Nas florestas tropicais estima-se que 50% a 90% de todas as

árvores, lianas e arbustos são dispersas por animais (zoocoria), enquanto entre 20% a 50% das espécies de aves e mamíferos consomem frutos pelo menos durante uma parte do ano (Fleming et al. 1987; Jordano et al. 2006). A ocorrência e permanência de determinadas espécies frugívoras estão relacionadas com a disponibilidade de frutos em uma área, que possibilita a manutenção e a fixação das populações de espécies animais (Jordano et al. 2006).

Efeitos da perda de cobertura e fragmentação florestal sobre a dispersão de sementes

A redução da disponibilidade de hábitat pela perda de cobertura vegetal e a fragmentação florestal são os principais promotores de distúrbios ambientais nos ecossistemas terrestres (Rigueira et al. 2012; Fahrig 2013a), pois alteram as dinâmicas populacionais, a estrutura das comunidades locais e modificam as condições físicas nos fragmentos florestais (Fahrig 2003a; Franklin & Van Pelt 2004; Tabarelli et al. 2006; Orrock & Watling 2010). Esses processos de origem antrópica afetam diversos processos ecológicos que envolvem tanto a fauna como a flora (Oliveira and Gibbs 2000).

O desenvolvimento humano transformou grande parte das florestas naturais em fragmentos menores e isolados por uma matriz que é caracterizada como uma área de vegetação perturbada que circunda os fragmentos florestais e geralmente não é utilizada como hábitat pelas espécies (Fahrig 2003b; Fahrig 2013a; Haddad et al. 2015).

Os fragmentos florestais possuem diferentes formas, tamanhos, níveis de isolamento ou conectividade (Pardini et al. 2010; Fahrig 2013b). Tais características afetam as espécies que ocorrem em remanescentes florestais (Pardini et al. 2010; Valiente-Banuet et al. 2015). Espécies mais sensíveis à perturbação podem ter a capacidade ou possibilidade de deslocamento negativamente afetada, pois necessitam atravessar a matriz para alcançar outro fragmento de floresta à procura de recurso (Gimenes & Dos Anjos 2003; Harris & Pimm 2008; Banks-Leite et al. 2010; Fahrig 2013b).

Outra alteração marcante em paisagens fragmentadas que exerce um efeito sobre a biodiversidade é o incremento de bordas (Magnago et al. 2014; Haddad et al. 2015). As bordas formam uma transição na vegetação entre o

interior e a margem da floresta juntamente com matriz ao seu redor (Tabarelli & Mantovani 1999; Esseen et al. 2005; Laurance et al. 2007; Rigueira et al. 2012). Resultante dos efeitos de borda, que promovem alterações pode ser de origem abiótica como a dinâmica dos ventos, temperatura, umidade e incidência luminosa ou biótica como fotossíntese e ciclagem de nutrientes (Turton & Freiburger, 1997; Laurance et al. 2007).

Essas modificações na paisagem podem afetar negativamente muitas espécies, por não disporem de características ecológicas adaptadas às mudanças impostas pela fragmentação florestal (Gimenes & Dos Anjos 2003). Em consequência, muitas populações são reduzidas ou extintas localmente, havendo uma perda de diversidade de espécies (Fahrig 2003b; Banks-Leite et al. 2010; Valiente-Banuet et al. 2015). Entretanto, algumas espécies respondem positivamente à redução da cobertura florestal (Hagen et al. 2012; Matthews et al. 2014).

Redford e Feinsinger (2001), sugerem que esta relação pode ser não-linear. Estudos teóricos (Andrén 1994) e empíricos (Pardini et al. 2010), relatam um valor de limiar de cobertura florestal abaixo do qual ocorre uma perda abrupta de espécies de aves e mamíferos. Esse evento ocorre devido à interação sinérgica entre a baixa quantidade de hábitat disponível na paisagem e a fragmentação (estrutura da paisagem), como a diminuição no tamanho dos fragmentos florestais, além do aumento na distância entre os fragmentos (Pardini et al. 2010). Estes estudos sugerem valores de limiares de cobertura florestal entre 10 a 30% para as populações de alguns grupos taxonômicos como aves residentes ou migratórias, mamíferos roedores e marsupiais (Andrén 1994).

Muitos grupos biológicos que exercem papéis ecológicos importantes para o funcionamento dos ecossistemas são negativamente afetados pela perda e fragmentação do hábitat (Bregman et al. 2014), como os frugívoros (Sekercioglu 2006; Valiente-Banuet et al. 2015). Espera-se que alguns processos ecológicos desempenhados por esses animais, como a dispersão de sementes, sejam modificados ou mesmo perdidos em paisagens muito antropizadas (Jordano et al. 2006; Bomfim et al. 2013; Durães et al. 2013; Moran & Catterall 2014). Porém, não se sabe se estas perdas de espécies ocorrem de maneira linear ou abrupta como no caso de relações com limiares,

ou se podem ser expressas nos processos ecológicos, como por exemplo, na dispersão e polinização (Sekercioglu 2006; Valiente-Banuet et al. 2015).

Entre as florestas tropicais brasileiras a Amazônia ainda mantém contínua grande parte das suas áreas de floresta (Haddad et al. 2015). Em contraste, a Floresta Atlântica brasileira possui grande parte de sua extensão atual constituída por pequenos fragmentos, mais de 80% dos fragmentos são menores que 50 ha, com distância média entre fragmentos de 1.440 m (Ribeiro et al. 2009). Apesar dos impactos que a Floresta Atlântica brasileira vem sofrendo, ela é considerada um *hotspot* de biodiversidade, podendo incluir 1-8% do total de espécies do mundo (Silva & Casteleti, 2003). A estimativa em 2009 é que a cobertura remanescente da Mata Atlântica brasileira é de 11,4% a 16,0% (Ribeiro et al. 2009). No entanto, o sistema de unidades de conservação protege apenas 9% da floresta remanescente e 1% da floresta original (Ribeiro et al. 2009).

As áreas florestais da região de estudo - sul da Bahia - passaram por um longo processo de exploração antrópica, incluindo desde o desmatamento (Ribeiro et al. 2009; Haddad et al. 2015) para o estabelecimento de cidades e do setor agropastoril, até a caça e a retirada de madeira (Rocha-Santos & Talora 2012). Nessa região, um dos bolsões de endemismo ao longo da Floresta Atlântica, a cobertura florestal atual é resultado do histórico de ocupação, cujo sistema de agricultura predominante desde o século XIX foi o cacau (*Theobroma cacao*) (Sambuichi 2006). Neste sistema, conhecido popularmente como cabruca, as plantações de cacau são sombreadas por árvores da floresta original ou exóticas (Sambuichi et al. 2012; Bomfim et al. 2013). Este sistema substituiu grande parte da floresta nativa, porém pelas suas características florestais possibilitou a conservação de parte das espécies arbóreas nativas, além de abrigar grande diversidade de outros grupos biológicos (Faria et al. 2006; Cassano et al. 2009; Pardini et al. 2010). Mesmo sendo um sistema agroflorestal com baixa riqueza de espécies se comparado a fragmentos florestais conservados as cabucas contribuem para a manutenção da biota (Faria et al. 2007; Pardini et al. 2009; Sambuichi et al. 2012).

Objetivo Geral

Este estudo teve como objetivo avaliar se a redução da cobertura florestal em escala de paisagem afeta as taxas de frugivoria por aves, medida por experimentos com frutos artificiais ornitocóricos. Ainda, analisou se essas taxas estão relacionadas com a riqueza e abundância da comunidade de aves frugívoras, testando as seguintes hipóteses:

- i) a taxa de consumo de frutos artificiais é negativamente afetadas pela redução da cobertura florestal, ou seja, menores taxas de consumo de frutos ocorrem em sítios com baixa quantidade de cobertura florestal.
- ii) as taxas de consumo de frutos artificiais são diferentes entre borda e interior de floresta, sendo reflexo da riqueza e abundância de aves nesses locais.

Referências

- Andrén H (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71:355. doi: 10.2307/3545823
- Arroyo J, Valiente-banuet A, Aizen M a, et al (2014) Beyond species loss : the extinction of ecological interactions in a changing world. doi: 10.1111/1365-2435.12356
- Banks-Leite C, Ewers RM, Metzger JP (2010) Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119:918–926. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.18061.x
- Bascompte J, Jordano P (2007) Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 38:567–593. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818
- Bomfim JDA, Silva RM, de Fernandes Souza V, et al (2013) Effects of shade cocoa plantation on artificial fruit consumption by birds in two contrasting landscapes in Southern Bahia, Brazil. *J Trop Ecol* 29:313–319. doi: 10.1017/S0266467413000369
- Bregman TP, Sekercioglu CH, Tobias J a. (2014) Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biol Conserv* 169:372–383. doi: 10.1016/j.biocon.2013.11.024

- Carlo T a, Aukema JE, Morales JM (2007) Plant-frugivore interactions as spatially explicit networks: integrating frugivore foraging with fruiting plant spatial patterns. *Seed dispersal Theory its Appl a Chang world* 369–390.
- Cassano CR, Schroth G, Faria D, et al (2009) Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. *Biodivers Conserv* 18:577–603. doi: 10.1007/s10531-008-9526-x
- Durães R, Carrasco L, Smith TB, Karubian J (2013) Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biol Conserv* 166:203–211. doi: 10.1016/j.biocon.2013.07.007
- Esseen PA, Harper K a., Macdonald SE, et al (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 19:768–782. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x
- Fahrig L (2003a) Fragmentation on of Habitat Effects Biodiversity. *Annu Rev Ecol Syst* 34:487–515. doi: 10.1146/132419
- Fahrig L (2013a) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr* 40:1649–1663. doi: 10.1111/jbi.12130
- Fahrig L (2003b) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Fahrig L (2013b) Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population. *61:603–610.*
- Faria D, Paciencia MLB, Dixo M, et al (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers Conserv* 16:2335–2357. doi: 10.1007/s10531-007-9189-z
- Faria D, Soares-Santos B, Sampaio E (2006) Bats from the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. *Biota Neotrop* 6:0–0. doi: 10.1590/S1676-06032006000200022
- Fleming TH, Breitwisch R, Whitesides GH (1987) Patterns of Tropical Vertebrate Frugivore Diversity. *Annu Rev Ecol Syst* 18:91–109. doi: 10.1146/annurev.es.18.110187.000515
- Franklin JF, Van Pelt R (2004) Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *J For* 22–28.
- Gimenes MR, Dos Anjos L (2003) Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Sci - Biol Sci* 25:391–402. doi: 10.4025/actascibiols.v25i2.2030

- Guimarães PR, Jordano P, Thompson JN (2011) Evolution and coevolution in mutualistic networks. *Ecol Lett* 14:877–885. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01649.x
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. 1–9.
- Hagen M, Kissling WD, Rasmussen C, et al (2012) Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World, 1st edn. *Adv Ecol Res*. doi: 10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2
- Harris G, Pimm SL (2008) Range size and extinction risk in forest birds. *Conserv Biol* 22:163–171. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x
- Heleno R, Garcia C, Jordano P, et al (2014) Ecological networks: delving into the architecture of biodiversity. *Biol Lett* 10:20131000. doi: 10.1098/rsbl.2013.1000
- Howe HF, Miriti MN (2004) When Seed Dispersal Matters. *Bioscience* 54:651. doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[0651:WSDM]2.0.CO;2
- Jordano P, Forget P-M, Lambert JE, et al (2011) Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Biol Lett* 7:321–323. doi: 10.1098/rsbl.2010.0986
- Jordano P, Galetti M, Pizo M a, Silva WR (2006) Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. *Biol da Conserv essências* 411–436.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, et al (2007) Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0001017
- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards F a., et al (2014) Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *J Ecol* 102:475–485. doi: 10.1111/1365-2745.12206
- Matthews TJ, Cottee-Jones HE, Whittaker RJ (2014) Habitat fragmentation and the species-area relationship: A focus on total species richness obscures the impact of habitat loss on habitat specialists. *Divers Distrib* 1–11. doi: 10.1111/ddi.12227
- Moran C, Catterall CP (2014) Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conserv Biol* 28:551–560. doi: 10.1111/cobi.12236
- Oliveira PE, Gibbs PE (2000) Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195:311–329.

- Orrock JL, Watling JI (2010) Local community size mediates ecological drift and competition in metacommunities. *Proc Biol Sci* 277:2185–2191. doi: 10.1098/rspb.2009.2344
- Pardini R, de Bueno AA, Gardner T a., et al (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0013666
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, et al (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. *Biol Conserv* 142:1178–1190. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.010
- Redford, K. H., and P. Feinsinger. 2001. The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. Pages 370–399 in J. D. Reynolds, G. M. Mace, K. H. Redford, and J. G. Robinson, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Reid JL, Mendenhall CD, Rosales JA, et al (2014) Landscape context mediates avian habitat choice in tropical forest restoration. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0090573
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Rigueira DMG, Molinari ALM, Mariano DLS, et al (2012) Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Bot Brasilica* 26:197–202. doi: 10.1590/S0102-33062012000100019
- Rocha-santos L, Talora DC (2012) Recovery of Atlantic Rainforest areas altered by distinct land-use histories in northeastern Brazil. *Trop Conserv Sci* 5:475–494.
- Sambuichi RHR (2006) Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauera do sul da Bahia, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 20:943–954. doi: 10.1590/S0102-33062006000400018
- Sambuichi RHR, Vidal DB, Piasentin FB, et al (2012) Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: Tree component, management practices and tree species conservation. *Biodivers Conserv* 21:1055–1077. doi: 10.1007/s10531-012-0240-3
- Sansevero JBB, Prieto PV, de Moraes LFD, Rodrigues PJFP (2011) Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: Community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restor Ecol* 19:379–389. doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00556.x

- Schaefer HM, Schmidt V (2004) Detectability and content as opposing signal characteristics in fruits. *Proc Biol Sci* 271 Suppl :S370–S373. doi: 10.1098/rsbl.2004.0191
- Sekercioglu CH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol* 21:464–471. doi: 10.1016/j.tree.2006.05.007
- Silva, J. M. C.& Casteleti, C. H. M. 2003.“Status of the Biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil.” In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. (ed.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook.* Washington D. C., Center for Applied Biodiversity Science, and Island Press, p. 43-59.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Grillo, A.S. & Santos, A.M.M. 2006. Fragmentação e perda de habitats na Mata Atlântica ao norte do Rio São Francisco. In: *Fragmentos de mata atlântica do nordeste - biodiversidade, conservação e suas bromélias.* Siqueira Filho, J.A. Leme, E.M.C. Rio de Janeiro, Andrea Jakobsson Estúdio.
- Tabarelli M, Mantovani W (1999) A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). *Rev Bras Biol* 59:239–250. doi: 10.1590/S0034-71081999000200008
- Traveset A, Riera N, Mas RE (2001) Passage through bird guts causes interspecific differences in PDF. 669–675.
- Valiente-Banuet A, Aizen M a., Alcántara JM, et al (2015) Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Funct Ecol* 29:299–307. doi: 10.1111/1365-2435.12356

Implicações da redução de cobertura florestal no consumo de frutos por aves frugívoras em paisagens antropizadas

Ícaro Menezes Pinto^{1*}, José Carlos Morante-Filho¹, Eliana Cazetta¹, Deborah Faria¹

1. Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Rodovia Ilhéus Itabuna km 16, Ilhéus, Bahia, Brasil. CEP 45662-900.

* autor para correspondência: icaro.bio.uesc@gmail.com

Introdução

As áreas de floresta nativa vêm diminuindo ao longo dos anos, principalmente as florestas tropicais (Haddad et al. 2015). A redução do hábitat e a fragmentação florestal são consideradas as principais promotoras de distúrbios ambientais nos ecossistemas terrestres (Fahrig 2013b; Valiente-Banuet et al. 2015). Grande parte das florestas tropicais foram reduzidas a fragmentos florestais que estão inseridos em paisagens antrópicas com diferentes tipos de uso da terra (p.ex., cultivos, pecuária e áreas urbanas) (Geist & Lambin 2002; Lôbo et al. 2011; Hagen et al. 2012; Melo et al. 2013; Laurance et al. 2014). As alterações do uso da terra promovem mudanças na configuração espacial da paisagem, modificando as condições físicas destas porções remanescentes (Oliveira & Gibbs 2000; Fahrig 2003b). Intervenções de origem antrópica também modificam os padrões de composição e distribuição das espécies, através da alteração na dinâmica populacional e na estrutura das comunidades locais (Fahrig 2013b). Muitos estudos conduzidos em fragmentos florestais mostram vários fatores que exercem influência sobre a biodiversidade local, como o tamanho (Fahrig 2013a; Fahrig 2013b), forma (Haddad et al. 2015), grau de isolamento ou conectividade entre os fragmentos (Pardini et al. 2010) e o tipo de matriz (Eycott et al. 2012).

Entre os efeitos mais conhecidos da fragmentação está o incremento de bordas, no qual devido à maior influência do entorno na faixa mais externa do fragmento, uma série de alterações abióticas e bióticas são desencadeadas (Banks-Leite et al. 2010; Rigueira et al. 2012; Cerboncini et al. 2015). A alteração nas condições físicas de um fragmento florestal pode ocasionar uma diferenciação na composição de espécies entre o interior do fragmento e a sua borda (Voller 1998; Laurance et al. 2007; Fahrig 2013b). Essa diferenciação pode ser condicionada por fatores abióticos (Turton & Freiburger 1997; Harper et al. 2005), como alterações microclimáticas na temperatura do ar e do solo (Davies-Colley et al. 2000), aumento na incidência luminosa (Rigueira et al. 2012; Bomfim et al. 2013), alteração na dinâmica dos ventos, alterações nos processos de fotossíntese, decomposição de matéria orgânica e no ciclo de nutrientes (Turton & Freiburger, 1997).

Em geral, as espécies que habitam fragmentos remanescentes se tornam mais vulneráveis, pois a redução do hábitat original diminui o tamanho das populações, aumentando assim a probabilidade de extinções estocásticas nestas populações

reduzidas (Andrén & Andren 1994; Harris & Pimm 2008; Brito 2009; Fahrig 2013b). Além disso, a distância maior entre fragmentos remanescentes reduz o potencial de recolonização que mitigaria os efeitos deletérios das extinções locais (Pardini et al. 2010). Esta nova dinâmica das populações em paisagens antrópicas é que determina os novos padrões de diversidade (Andrén & Andren 1994; Harris & Pimm 2008; Pardini et al. 2009; Pardini et al. 2010; Barnosky et al. 2011; Valiente-Banuet et al. 2015). No entanto, existe uma grande variação na resposta das espécies à perda e fragmentação do hábitat, algumas espécies sendo mais vulneráveis e outras até mesmo favorecidas, como as espécies mais generalistas (Andren 1994; Fahrig 2003a). A vulnerabilidade diferencial das espécies a estes processos antrópicos depende muito dos traços ecológicos (Forman et al. 1976; Schmiegelow & Mönkkönen 2002; Estavillo et al. 2013; Valiente-Banuet et al. 2015). Por exemplo, espécies com maior dependência de habitats preservados (Carrara et al. 2015), espécies de maior tamanho corpóreo (Galetti et al. 2003), espécies com baixa capacidade de explorar ambientes antrópicos do entorno ou mesmo faixas da borda dos fragmentos tendem a ser mais vulneráveis e sujeitas a extinções locais (Gimenes & Dos Anjos 2003; Faria et al. 2007; Pardini et al. 2010).

De maneira geral, aves frugívoras tendem a ser afetadas negativamente pela perda de hábitat decorrente da perda de cobertura e da fragmentação florestal (Matthews et al. 2014). Muitas espécies de frugívoros têm abundância reduzida ou desaparecem em fragmentos pequenos e isolados (Anjos et al. 2011; Mueller et al. 2014), ao passo que diversas espécies são sensíveis às alterações físicas nas bordas dos fragmentos (Banks-Leite et al. 2010). Contudo, além da estrutura das comunidades biológicas, é esperado que os processos ecológicos mediados por estas espécies (p.ex., dispersão, polinização) sejam impactados pela alteração dos padrões de composição, riqueza e abundância destas assembleias frente à perda e fragmentação florestal (Dobson et al. 2006; Zhang et al. 2010; Valiente-Banuet et al. 2015; Banks-Leite et al. 2014). Esses processos são de suma importância para a funcionalidade e manutenção dos sistemas naturais, e podem ser alterados ou perdidos devido à redução das populações de aves a números tão baixos que o seu papel ecológico pode ser perdido antes mesmo que venha ocorrer extinção de espécies (Sekercioglu 2006; Barnosky et al. 2011; Valiente-Banuet et al. 2015).

A dispersão de sementes é um processo-chave no ciclo de vida da maioria das plantas tropicais e importante para a funcionalidade destes sistemas. Nesse processo as sementes são removidas das imediações da planta-mãe para distâncias onde a predação

e competição podem ser mais baixas (Jordano et al. 2006), aumentando a probabilidade de recrutamento das plântulas (Howe & Miriti 2004; Jordano et al. 2006). Nas florestas tropicais estima-se que 50% a 90% das angiospermas sejam dispersas por animais, sendo que 20%-50% das espécies de aves e mamíferos nestas florestas consomem frutos pelo menos uma parte do ano (Fleming et al. 1987). As aves são consideradas importantes dispersoras, pela grande riqueza de espécies, por frequentemente se alimentarem de frutos e serem localmente abundantes (Galetti et al. 2003; Herrera & García 2010). Além disso, devido à alta capacidade de deslocamento as aves frugívoras podem dispersar sementes a longas distâncias e em diferentes áreas (Sekercioglu 2006).

Dentro desse contexto, investigamos o efeito da perda de cobertura florestal sobre as taxas de frugivoria de frutos ornitócoricos nas bordas e interiores de florestas em paisagens antrópicas na região sul da Bahia, Brasil. Além disso, avaliamos como a redução de cobertura florestal em escala de paisagem afeta os padrões de riqueza e abundância das espécies de aves frugívoras associadas às bordas e interiores de floresta com potencial reflexo no processo de dispersão de sementes.

Métodos

Local de estudo

Este estudo foi realizado na Floresta Atlântica, região sul da Bahia, Brasil. A região é composta por florestas nativas em diferentes estágios sucessionais, plantações de cacau sombreado (*Theobroma cacao*) e seringueira (*Hevea brasiliensis*), e áreas dedicadas à silvicultura, como *Eucalyptus* sp. A vegetação dominante é classificada como floresta de planície úmida (Oliveira-Filho & Fontes 2000), com dossel entre 25-30 m e árvores emergentes atingindo 40 m (Thomas et al. 1998). As epífitas são abundantes, bem como as samambaias, bromélias e cipós, e a flora local apresenta altos níveis de endemismo (Thomas et al. 1998). A temperatura média anual é de 24 °C com precipitação média de 1.500 milímetros y-1. Apesar de ocorrer um período mais seco a partir de dezembro a março, sendo a sazonalidade pouco definida na região (Mori et al. 1983).

Mapeamento e desenho amostral

Foram analisadas imagens de satélite especificamente adquiridas (QuickBird e WorldView, a partir de 2011) ou disponíveis (RapidEye, 2009-2010) para a região. Após o reconhecimento do uso da terra, foi desenvolvido um mapa de uso do solo de 3500 km² na escala de 1:10.000, o qual é adequado para identificar fragmentos florestais baseado em inspeção visual de diferentes cores, textura, formato, localização e contexto. Os fragmentos foram delimitados como polígonos e mapas digitais foram criados utilizando o *software* ArcGIS (10.2). Os polígonos foram classificados em diferentes tipos de florestas conforme IBGE (2006).

Com base nesse mapeamento foram previamente selecionados 48 potenciais sítios amostrais localizados dentro de fragmentos florestais, e com uma distância mínima de 1 km um do outro para garantir independência amostral entre os sítios. Estes sítios amostrais abrangem os municípios de Belmonte, Una, Santa Luzia e Mascote. As coordenadas do centro da área de amostra são 15 ° 28'S e 39 ° 15'W. Na escala regional, houve um gradiente norte-sul (Fig.1).

Para caracterizar a paisagem, a porcentagem de cobertura florestal foi quantificada dentro de um raio de 2 km (aproximadamente 13 km²) a partir do centro de cada sítio amostral, utilizando o ArcGIS. Abrangendo áreas com cobertura florestal nativa nos diversos estágios sucessionais, excluindo apenas as plantações descritas no tópico anterior. Com base nessa categorização foram selecionados 20 sítios amostrais do total de 48 sítios potenciais que abrangem uma ampla variação da quantidade de cobertura florestal, 5-80% (Fig.1), para compor as unidades amostrais.

Amostragem de aves

Para amostrar a assembleia de aves foi utilizado o método de ponto de contagem (Blondel et al. 1970, Bibby et al. 1992). As amostragens ocorreram no período de janeiro de 2013 a abril de 2014, durante três campanhas. Em cada campanha todos os sítios foram inventariados, e a amostragem em cada ponto foi realizada durante 15 min em dois diferentes períodos do dia: entre 06:00 h e 09:00 h e entre 15:00 h e 17:00 h, totalizando 6 horas de esforço amostral por sítio. Evitou-se realizar coletas em dias chuvosos, condição que interfere na coleta de dados da avifauna (Bibby et al. 1992). Em cada sítio amostral, foram distribuídos 4 pontos de contagem, com um raio fixo de 50 m, e separados por uma distância mínima de 150 m. Os pontos de contagem foram

distribuídos sem a distinção entre borda e interior de floresta. No entanto, a amostragem da avifauna representa todas as assembleias de aves locais de cada sítio amostral.

Foram utilizados binóculos para a visualização das aves e gravador digital para o registro de suas vocalizações. Posteriormente as vocalizações não identificadas contidas nas gravações foram comparadas ao banco de dados do *website* Xeno-Canto, e as aves não identificadas durante a amostragem foram posteriormente identificadas por meio de guias de campo (Mata et al. 2006, Ridgely & Tudor 2009), seguindo a ordem sistemática e nomenclatura científica do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2011).

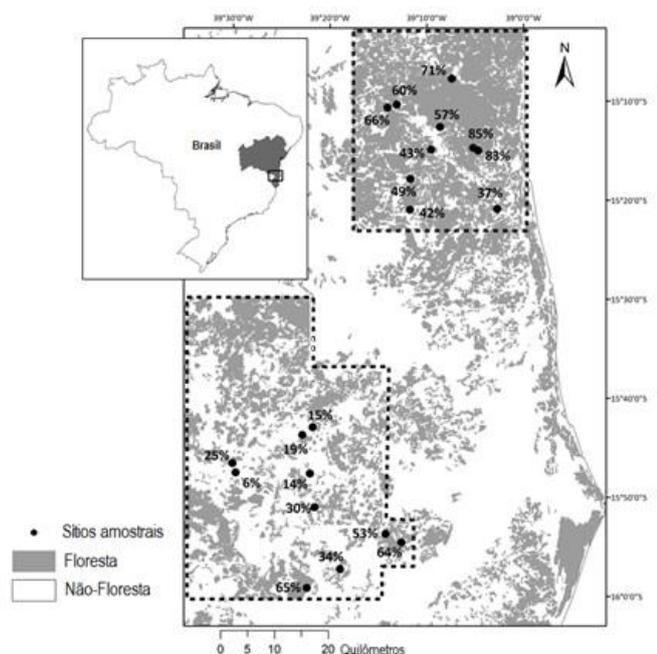


Fig. 1 Mapa da área de estudo: Distribuição espacial dos 20 sítios de amostragem com o percentual de cobertura florestal (área cinza). Mapas de áreas que estão fora das linhas tracejadas foram obtidos a partir do SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2012), Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica, Período de 2011 a 2012.

Utilizamos apenas as espécies de aves frugívoras consideradas potenciais dispersoras de frutos no sobosque da floresta seguindo a classificação proposta por Silva (1995), Stotz e colaboradores (1996), Bregman e colaboradores (2014), e conhecimentos específicos sobre o comportamento das espécies. As espécies de aves registradas foram classificadas em espécies associadas à borda ou interior de florestas. As espécies que ocorrem em ambas as áreas (borda ou interior) foram somadas às duas categorias. Para essa classificação foi utilizado como critério a dependência das espécies

à floresta, o tipo de hábitat que as espécies ocorrem, o seu estrato de forrageamento, e a sensibilidade à perturbação de cada espécie (Stotz et al. 1996).

Consumo de frutos artificiais

Para estimar o consumo de frutos por aves, confeccionamos frutos esféricos (14 mm diâmetro) com massa vermelha de plasticina ACRILEX®, material não tóxico (cf. Costa Alves & Lopes 2001). As amostragens ocorreram no período de novembro de 2013 a julho de 2014 não havendo critério em relação às datas para exposição dos frutos artificiais. Utilizamos frutos vermelhos uma vez que são os mais comuns e contrastantes para as aves frugívoras (Galetti et al. 2003; Shaefer & Schmidt 2004). Em cada sítio foram instaladas 28 estações experimentais, cada uma consistindo de um arbusto escolhido. Quatorze estações instaladas entre 1 e 5 m da borda da floresta e 14 no interior da floresta (a pelo menos 75 m da borda). A adoção do limite de 75 metros para o interior do fragmento como área para delimitar o interior do fragmento é justificada por estudos anteriores realizados na região que mostraram mudanças significativas entre esta distância da borda para o interior em relação à estrutura da floresta (Faria et al. 2009; Pardini et al. 2009) e a resposta de muitos grupos biológicos (Pardini et al. 2009). Cada planta foi selecionada a uma distância mínima de 30 m uma da outra. Cada arbusto possuía uma altura média entre 1-2 m e como pré-requisito desprovidos de flores e frutos. Em cada planta foram fixados 15 frutos artificiais usando arame liso de cor verde, totalizando 8.400 frutos expostos, sendo metade deles em áreas de borda e a outra metade no interior das florestas. Os arbustos foram marcados e georreferenciados para facilitar a localização posterior. Após um intervalo de 96 h, os frutos artificiais foram inspecionados *in situ* para verificar sinais de “predação” evidenciando a tentativa de “consumo” destes frutos. Quando necessário os sinais foram comparados com imagens da literatura para confirmar a natureza do evento (Alves-Costa & Lopes 2001).

Além das aves, também foi possível identificar marcas de formigas, parasitóides e pequenos mamíferos, como roedores (Posa et al. 2007; Howe et al. 2009). Esses resultados não foram utilizados para as análises e representam 6,4% dos frutos expostos durante o estudo. Além, disso, 89 frutos foram removidos totalmente das plantas e também foram desconsiderados das análises.

Análise dos dados

Para as análises estatísticas a cobertura florestal foi considerada como uma variável independente, tanto para relacionar com o consumo de frutos, quanto com a riqueza e abundância de aves frugívoras. Regressões lineares foram utilizadas para comparar as variáveis dependentes em relação ao gradiente de cobertura florestal. Também foram analisados separadamente a borda e interior dos fragmentos florestais. Além disso, um teste t foi utilizado para verificar se há diferenças entre o consumo de frutos entre borda e interior de floresta. Todas as análises e gráficos foram realizados no programa R (versão 3.0.3), adotando uma significância de $p \leq 0.05$.

Resultados

Identificamos 49 espécies de aves frugívoras. Deste total, 37 espécies (914 indivíduos) foram classificadas como potenciais dispersores de sementes no sub-bosque das florestas, sendo utilizadas nas análises. As espécies mais abundantes foram *Tangara palmarum* (n=143 indivíduos), *Manacus manacus* (n=83), *Machaeropterus regulus* (n=74) e *Pipra rubrocapilla* (n=70). Não houve um efeito da redução de cobertura florestal na riqueza de aves frugívoras associadas às bordas ($R^2=0.008$, $p=0.369$, Fig.2). No entanto, a riqueza de espécies de aves associadas ao interior de floresta foi positivamente relacionada com a cobertura florestal ($R^2=0.584$, $p<0.001$, Fig.2). De maneira semelhante, a cobertura florestal não influenciou a abundância de aves frugívoras de borda ($R^2=0.003$, $p=0.315$, Fig.2). Mas influenciou a abundância de aves frugívoras de interior de floresta ($R^2=0.399$, $p<0.001$, Fig.2).

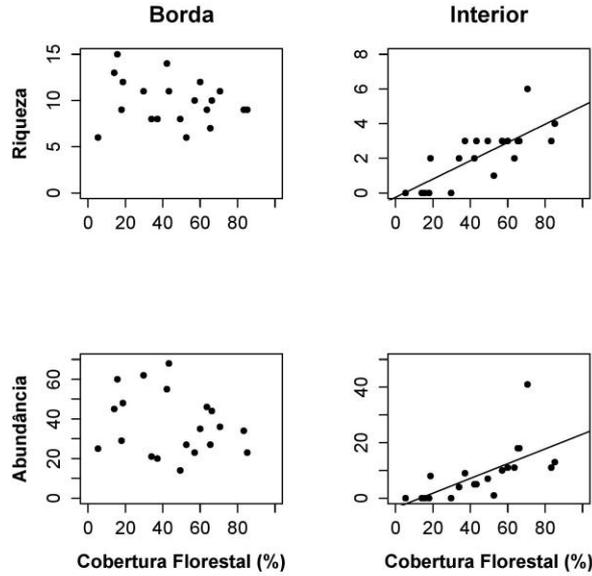


Fig. 2 Relação da riqueza e abundância de aves frugívoras registradas nos 20 sítios de amostragem entre borda e interior da floresta Atlântica do Sul da Bahia.

O consumo total de frutos na borda ($n=387$), 9,2% foi baixo em relação ao total de frutos expostos durante o estudo, e este consumo não teve relação com a cobertura florestal (Fig. 3a). Este consumo foi ainda mais baixo no interior da floresta ($n=307$), 7,5 % do total, entretanto o consumo de frutos no interior foi positivamente influenciado ao aumento da cobertura florestal ($R^2=0.256$, $p=0.0133$, Fig. 3b). Contudo, não houve diferença significativa quanto ao consumo de frutos entre borda e interior de floresta ($t=0.872$, $df= 19$, $p= 0.394$).

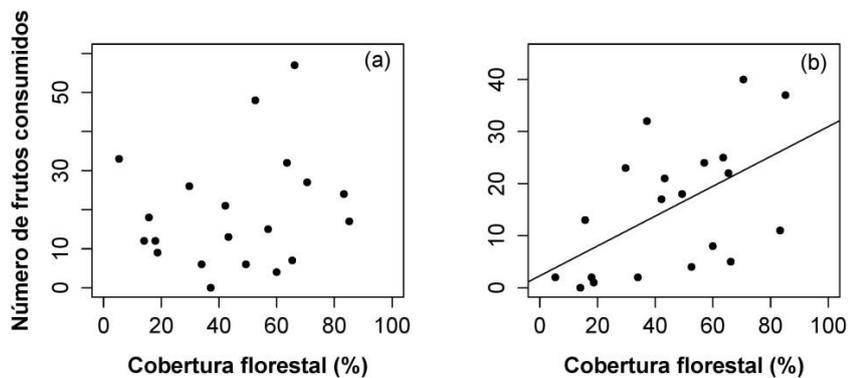


Fig. 3 Frutos consumidos (n) em relação ao gradiente de cobertura florestal (a) borda e (b) interior.

Discussão

Este estudo mostra que a redução de cobertura florestal em escala de paisagem pode levar a significativas alterações na riqueza e abundância de aves frugívoras, e que estas mudanças estruturais podem influenciar processos ecológicos importantes como a dispersão de sementes (Valiente-Banuet et al. 2015). Essas mudanças na comunidade de aves frugívoras podem ser decorrentes de uma nova dinâmica das populações em paisagens antrópicas como observado por (Tabarelli et al. 2012; Fahrig 2013a). Os padrões de diversidade sofrem mudanças devido às alterações na vegetação, tanto em escala local, quanto em escala de paisagem (Restrepo & Gómez 1998; Pardini et al. 2009). Estudos anteriores realizados na região sul da Bahia, mostram mudanças estruturais significativas na vegetação entre borda e o interior da floresta, refletindo na resposta de muitos grupos biológicos (e.g. aves e mamíferos) (Faria et al. 2009; Pardini et al. 2009). Morante-Filho e colaboradores (2015) relataram na mesma região sul da Bahia que há uma queda abrupta na riqueza de aves florestais especialistas em paisagens com cobertura florestal inferior a 50%, mas em contrapartida houve um aumento na riqueza de aves generalistas.

Nossos resultados mostram que há uma perda significativa na riqueza e abundância de aves frugívoras associadas aos interiores de floresta acompanhando a redução de cobertura florestal na paisagem de forma linear. Muitas espécies dependem de uma área mínima para desenvolver suas atividades, assim, a redução da cobertura florestal e conseqüentemente da área de floresta em escala de paisagem pode agir como fator limitante para a sobrevivência dessas espécies (Gimenes & Dos Anjos 2003). Além disso, algumas espécies associadas aos interiores de floresta são mais sensíveis à perturbação (Stotz et al. 1996), apresentam uma mobilidade restrita e baixa tolerância à matriz (Stotz et al. 1996; Gimenes & Dos Anjos 2003).

As espécies frugívoras dependem de frutos, uma fonte de alimento geralmente sazonal (Jordano et al. 2006; Moran & Catterall 2014). Em situações de escassez de recursos as aves precisam procurar alimento em diferentes áreas (Herrera & García 2010). O aumento da distância entre os fragmentos florestais e a presença de uma matriz inhóspita pode dificultar ou impedir esta movimentação característica e necessária no padrão natural de forrageio destas espécies (Eycott et al. 2012; Deikumah et al. 2014; Reid et al. 2014). Através da alteração dos padrões de composição e estrutura das

paisagens, a diminuição da cobertura florestal pode agir sinergeticamente com características inerentes de cada espécie (Sieving & Karr, 1997).

Por outro lado, as aves associadas às bordas das florestas não apresentaram resposta em relação ao gradiente de cobertura florestal. Esse resultado pode estar relacionado à ecologia dessas aves que são adaptadas a áreas abertas e também por possuírem dieta generalista, podendo até serem favorecidas pelo processo de antropização florestal (Faria et al. 2007; Bomfim et al. 2013). Como um possível reflexo desse padrão, o consumo de frutos nas bordas das florestas não foi afetado pela redução da cobertura florestal.

Estudos mostram que a detecção e o consumo de frutos na borda da floresta tende a ser maior em relação ao interior dos mesmos remanescentes (Galetti et al. 2003). Assim, as taxas de frugivoria de frutos na borda dos remanescentes florestais tendem a ser maiores em relação às taxas de consumo de frutos no interior dos mesmos remanescentes florestais (Galetti et al. 2003). Contudo, no presente estudo apesar de existir uma diferença no consumo de frutos, sendo menor em áreas de interior de floresta. Nós encontramos taxas de frugivoria relativamente similares tanto em bordas 9,2% quanto nos interiores de floresta 7,5%. Essa semelhança nas taxas de frugivoria em ambas as áreas pode estar relacionada à grande variação dessas taxas no interior de floresta. Nas áreas de baixa porcentagem de cobertura florestal o consumo foi respectivamente baixo, conforme há o incremento de cobertura na paisagem há um aumento no consumo de frutos, o que era esperado de acordo com a literatura (Galetti et al. 2003). Entretanto algumas áreas de maior cobertura apresentaram baixo consumo de frutos, assim as médias entre as áreas são similares.

Apesar da grande quantidade de estudos que avaliam o efeito da redução de cobertura florestal sobre a diversidade de espécies, existem poucas informações sobre a relação entre a riqueza e abundância de frugívoros e o processo de dispersão de sementes (Schupp et al. 2010). Alguns autores, como Redford e Feinsinger (2001), sugerem que esta relação pode ser não-linear. A princípio, a diferença de eficácia no processo de dispersão entre as espécies dispersoras, bem como o comportamento de algumas espécies, pode depender da abundância de indivíduos que constituem a comunidade (Schupp et al. 2010; McConkey et al. 2012). Além disso, a redução dos efeitos competitivos decorrentes da perda de uma espécie pode alterar os padrões de visitação e remoção de frutos de uma determinada espécie de planta (Foxes et al. 2005; Schupp et al. 2010).

Martínez e García (2015) relataram que a cobertura florestal e a abundância de frutos influencia a abundância de aves, entretanto existe um trade-off entre a procura de alimento e a proteção oferecida por áreas com maior cobertura. Havendo uma seleção de hábitat e preferência por áreas com maior cobertura florestal do que por áreas com maior disponibilidade de alimento (Howe 1979; Fedriani & Boulay 2006). No entanto, em certos casos essa relação pode se inverter (Martínez and García 2015). Isso pode explicar o fato de algumas áreas com maior porcentagem de cobertura florestal apresentarem taxas de consumo relativamente baixas e *vice-versa*.

Este estudo mostra que a redução de espécies e indivíduos de aves frugívoras nos interiores de floresta, influenciada pela redução de cobertura florestal na paisagem, pode ter reflexo na diminuição das taxas de frugivoria de frutos ornitocóricos. Nossos resultados sugerem que a perda de espécies pode desencadear a alteração de uma função ecológica muito importante para o funcionamento da floresta, o processo de dispersão de sementes. Nosso estudo evidencia a existência de uma baixa redundância ecológica entre as espécies frugívoras associadas ao interior, ou seja, não há uma compensação entre as espécies no que se refere ao consumo de frutos, o que mostra uma vulnerabilidade deste sistema (Willis 1979; Galetti et al. 2003; Olden et al. 2004). Considerando-se que a dispersão de sementes é resultada frugivoria por esses animais ela exerce um papel importante na demografia das angiospermas, assim, a redução na riqueza e abundância de aves pode acarretar graves problemas para a dinâmica da floresta (Valiente-Banuet et al. 2015).

Considerações finais

Este estudo mostra que os efeitos deletérios da perda de hábitat em escala de paisagem provocam uma redução na riqueza e abundância de aves frugívoras com implicações negativas para a frugivoria. Muitos estudos relacionam a perda de espécies como a perda de biodiversidade (Fahrig 2003b; Fortuna & Bascompte 2006; Pardini et al. 2009; Pardini et al. 2010; Estavillo et al. 2013; Fahrig 2013a; Moran & Catterall 2014). Entretanto, diversidade de espécies é apenas um dos muitos descritores de biodiversidade, e pode indicar a perda ou modificação dos processos ecológicos (Sekercioglu 2006; Valiente-Banuet et al. 2015). Com a redução da cobertura e fragmentação florestal pode haver a perda de diversidade genética, quebra de interações mutualísticas, ou ainda rupturas e alterações em teias alimentares (Dobson et al. 2006;

Sekercioglu 2006; Valient-Banuet et al. 2015), modificando o ecossistema como um todo (Dobson et al. 2006; Jordano et al. 2006; Sekercioglu 2006). A perda ou alteração de processos ecológicos são uma preocupação mais recente nos estudos sobre os impactos antrópicos na biodiversidade (Valiente-Banuet et al. 2015). Muitos desses processos ecológicos são considerados serviços ambientais, por serem utilizados diretamente ou indiretamente pelo homem, como é o caso da dispersão de sementes e a polinização que é essencial para a manutenção das comunidades de plantas selvagens e cultivos agrícolas (Sekercioglu 2012). Futuros esforços de conservação devem integrar as espécies e os processos ecológicos que elas desempenham para que a funcionalidade dos ecossistemas também seja preservada (Valiente-Banuet et al. 2015).

Referências

- Alves Costa C, Lopes A (2001) Using Artificial Fruits to Evaluate Fruit Selection by Birds in the Field. *Biotropica* 713–717. doi: 10.1646/0006-3606(2001)033[0713:UAFTEF]2.0.CO;2
- Andrén H (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71:355. doi: 10.2307/3545823
- Anjos L Dos, Collins CD, Holt RD, et al (2011) Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol Conserv* 144:2213–2222. doi: 10.1016/j.biocon.2011.05.013
- Arroyo J, Valiente-banuet A, Aizen M a, et al (2014) Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. doi: 10.1111/1365-2435.12356
- Banks-Leite C, Ewers RM, Metzger JP (2010) Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119:918–926. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.18061.x
- Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, et al (2014) Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* (80). doi: 10.1126/science.1255768
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, et al (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57. doi: 10.1038/nature09678
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. 1992. *Birds census techniques*. San Diego: Academic Press, 257 p.

- Blondel, J., Ferry, C. & B. Frochot. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par «stations d'écoute». – *Alauda* 38: 55-71.
- Bomfim JDA, Silva RM, de Fernandes Souza V, et al (2013) Effects of shade cocoa plantation on artificial fruit consumption by birds in two contrasting landscapes in Southern Bahia, Brazil. *J Trop Ecol* 29:313–319. doi: 10.1017/S0266467413000369
- Bregman TP, Sekercioglu CH, Tobias J a. (2014) Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biol Conserv* 169:372–383. doi: 10.1016/j.biocon.2013.11.024
- Brito D (2009) Análise da viabilidade de populações: uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Bras* 13:452–469. doi: 10.4257/oeco.2009.1303.04
- Carrara E, Arroyo-Rodríguez V, Vega-Rivera JH, et al (2015) Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biol Conserv* 184:117–126. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.014
- Carboncini R a. S, Roper JJ, Passos FC (2015) Edge effects without habitat fragmentation? Small mammals and a railway in the Atlantic Forest of southern Brazil. *Oryx* 1–8. doi: 10.1017/S0030605314001070
- Davies-Colley RJ, Payne GW, Van Elswijk M (2000) Microclimate gradients across a forest edge. *N Z J Ecol* 24:111–121.
- Deikumah JP, McAlpine C a., Maron M (2014) Mining matrix effects on West African rainforest birds. *Biol Conserv* 169:334–343. doi: 10.1016/j.biocon.2013.11.030
- Dobson A, Lodge D, Alder J, et al (2006) Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87:1915–1924. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2
- Esseen PA, Harper K a., Macdonald SE, et al (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 19:768–782. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x
- Estavillo C, Pardini R, Da Rocha PLB (2013) Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS One* 8:1–10. doi: 10.1371/journal.pone.0082369
- Eycott AE, Stewart GB, Buyung-Ali LM, et al (2012) A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landsc Ecol* 27:1263–1278. doi: 10.1007/s10980-012-9781-9
- Fahrig L (2003a) Fragmentation on of Habitat Effects Biodiversity. *Annu Rev Ecol Syst* 34:487–515. doi: 10.1146/132419

- Fahrig L (2003b) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Fahrig L (2013b) Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population. *Ecol Lett* 61:603–610.
- Fahrig L (2013a) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr* 40:1649–1663. doi: 10.1111/jbi.12130
- Faria D, Mariano-Neto E, Martini AMZ, et al (2009) Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. *For Ecol Manage* 257:2226–2234. doi: 10.1016/j.foreco.2009.02.032
- Faria D, Paciencia MLB, Dixo M, et al (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers Conserv* 16:2335–2357. doi: 10.1007/s10531-007-9189-z
- Fedriani JM, Boulay R (2006) Foraging by fearful frugivores: Combined effect of fruit ripening and predation risk. *Funct Ecol* 20:1070–1079. doi: 10.1111/j.1365-2435.2006.01199.x
- Fleming TH, Breitwisch R, Whitesides GH (1987) Patterns of Tropical Vertebrate Frugivore Diversity. *Annu Rev Ecol Syst* 18:91–109. doi: 10.1146/annurev.es.18.110187.000515
- Forman RTT, Galli AE, Leck CF (1976) Forest Size and Avian Diversity in New Jersey Woodlots with Some Land Use Implications. *Oecologia* 8:1–8.
- Fortuna M a., Bascompte J (2006) Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecol Lett* 9:281–286. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00868.x
- Foxes F, To C, As F, et al (2005) Galley B-208 Flying Foxes Cease To Function As Seed Dispersers *Long. America (NY)* 87:208–213.
- Galetti M, Alves-Costa CP, Cazetta E (2003) Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biol Conserv* 111:269–273. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00299-9
- Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *Bioscience* 52:143. doi: 10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2
- Gimenes MR, Dos Anjos L (2003) Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Sci - Biol Sci* 25:391–402. doi: 10.4025/actascibiolsci.v25i2.2030
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. 1–9.

- Hagen M, Kissling WD, Rasmussen C, et al (2012) Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World, 1st edn. Adv Ecol Res. doi: 10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2
- Harris G, Pimm SL (2008) Range size and extinction risk in forest birds. *Conserv Biol* 22:163–171. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x
- Herrera JM, García D (2010) Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conserv Biol* 24:1089–1098. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01459.x
- Howe, H. F. (1979). Fear and frugivory. *Am. Nat.*, 114,925-931.
- Howe A, Lövei GL, Nachman G (2009) Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomol Exp Appl* 131:325–329. doi: 10.1111/j.1570-7458.2009.00860.x
- Howe HF, Miriti MN (2004) When Seed Dispersal Matters. *Bioscience* 54:651. doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[0651:WSDM]2.0.CO;2
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico de Uso da Terra. Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: IBGE; 2006.
- Jordano P, Galetti M, Pizo M a, Silva WR (2006) Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. *Biol da Conserv essências* 411–436.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, et al (2007) Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0001017
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014) Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol* 29:107–116. doi: 10.1016/j.tree.2013.12.001
- Lôbo D, Leão T, Melo FPL, et al (2011) Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Divers Distrib* 17:287–296. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x
- Mata, J.R.R., F. Erize and M.A. Rumboll. 2006. Field guide to the birds of South America. London: Collins. 384 p.
- Martínez D, García D (2015) Disentangling habitat use by frugivorous birds: constant interactive effects of forest cover and fruit availability. *Basic Appl Ecol*. doi: 10.1016/j.baae.2015.04.012
- Matthews TJ, Cottee-Jones HE, Whittaker RJ (2014) Habitat fragmentation and the species-area relationship: A focus on total species richness obscures the impact of habitat loss on habitat specialists. *Divers Distrib* 1–11. doi: 10.1111/ddi.12227

- McConkey KR, Prasad S, Corlett RT, et al (2012) Seed dispersal in changing landscapes. *Biol Conserv* 146:1–13. doi: 10.1016/j.biocon.2011.09.018
- Melo FPL, Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, et al (2013) On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends Ecol Evol* 28:461–468. doi: 10.1016/j.tree.2013.01.001
- Moran C, Catterall CP (2014) Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conserv Biol* 28:551–560. doi: 10.1111/cobi.12236
- 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:e0128923. doi: 10.1371/journal.pone.0128923
- Mori S a, Boom BM, Carvalino AM De, Santos TS (1983) Ecological Importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian Wet Forest. *Biotropica* 15:68–70. doi: 10.2307/2388002
- Mueller T, Lenz J, Caprano T, et al (2014) Large frugivorous birds facilitate functional connectivity of fragmented landscapes. *J Appl Ecol* 51:684–692. doi: 10.1111/1365-2664.12247
- Oliveira PE, Gibbs PE (2000) Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195:311–329.
- Oliveira-Filho A, Fontes M (2000) Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate¹. *Biotropica* 32:793–810. doi: 10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x
- Pardini R, de Bueno AA, Gardner T a., et al (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0013666
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, et al (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. *Biol Conserv* 142:1178–1190. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.010
- Posa MRC, Sodhi NS, Koh LP (2007) Predation on artificial nests and caterpillar models across a disturbance gradient in Subic Bay, Philippines. *J Trop Ecol* 23:27. doi: 10.1017/S0266467406003671
- Reid JL, Mendenhall CD, Rosales JA, et al (2014) Landscape context mediates avian habitat choice in tropical forest restoration. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0090573
- Restrepo C, Gómez N (1998) Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecol Appl* 8:170–183. doi: 10.1890/1051-0761(1998)008[0170:ROUBTA]2.0.CO;2

- Ridgley, R. S. and G. Tudor. 1994. The birds of South America. Vol. II. – Univ. of Texas Press.
- Rigueira DMG, Molinari ALM, Mariano DLS, et al (2012) Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Bot Brasilica* 26:197–202. doi: 10.1590/S0102-33062012000100019
- Schmiegelow FK a, Mönkkönen M (2002) Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: Avian perspectives from the boreal forest. *Ecol Appl* 12:375–389. doi: 10.2307/3060949
- Schupp EW, Jordano P, Gómez JM (2010) Seed dispersal effectiveness a conceptual review. *New Phytol* 188:333–353.
- Sekercioglu CH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol* 21:464–471. doi: 10.1016/j.tree.2006.05.007
- Sekercioglu CH (2012) Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *J Ornithol* 153:153–161. doi: 10.1007/s10336-012-0869-4
- Schaefer HM, Schmidt V (2004) Detectability and content as opposing signal characteristics in fruits. *Proc Biol Sci* 271 Suppl :S370–S373. doi: 10.1098/rsbl.2004.0191
- Sieving, K. E., and J. R. Karr. 1997. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. Pages 156–170 in W. F. Laurance and R. O. Bierregaard Jr., editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Silva, J.M.C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steentrupia* 21:69-92.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2012) Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2011 a 2012. Disponível em ([http:// www.sosmatatlantica.org.br](http://www.sosmatatlantica.org.br)). Acesso em: 5 de julho de 2014.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K., 1996. *Neotropical Birds. Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Tabarelli M, Peres C a., Melo FPL (2012) The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biol Conserv* 155:136–140. doi: 10.1016/j.biocon.2012.06.020
- Thomas WW, Carvalho a M V, Amorim a M a, et al (1998) Plant endemism in two forsts in southern Bahia, Brazil. *Biodivers Conserv* 322:311–322.
- Turton, S.M.; Freiburger, H.J. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia.

In: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. Jr (Editors), Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities, pp. 45- 54. University of Chicago Press, Chicago, U.S.A

Valiente-Banuet A, Aizen M a., Alcántara JM, et al (2015) Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Funct Ecol* 29:299–307. doi: 10.1111/1365-2435.12356

Voller J (1998) Biodiversity and Interior Habitats: The Need to Minimize Edge Effects (Part 6 of 7). Ext Note No 21 8 pages.

Zhang Y, Singh S, Bakshi BR (2010) Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, Part I: a critical review. *Environ Sci Technol* 44:2232–2242. doi: 10.1021/es9021156