INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA DA AMAZÔNIA - INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA – PPG-ECO

A SÍNDROME DAS FLORESTAS VAZIAS E A IMPORTÂNCIA DOS PEQUENOS FRAGMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DOS ANFÍBIOS

LUCAS FERRANTE DE FARIA

Manaus, Amazonas
Março, 2017

LUCAS FERRANTE DE FARIA

A SÍNDROME DAS FLORESTAS VAZIAS E A IMPORTÂNCIA DOS PEQUENOS FRAGMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DOS ANFÍBIOS

Orientadora: Dra. Albertina Pimentel Lima

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em 03 de março de 2017.

Manaus, Amazonas
Março, 2017

Relação da Banca Julgadora:

Fernanda de Pinho Wernek - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Luiza Magali Pinto Henriques - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Maria Anciaes - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

F224 Ferrante, Lucas

A Síndrome das florestas vazias e a importância dos pequenos fragmentos para a conservação dos anfíbios / Lucas Ferrante de Faria. --- Manaus: [s.n.], 2017.

42 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2017.

Orientador: Albertina Pimentel Lima

Área de concentração: Ecologia

Sinopse:

Foram estudados os efeitos de área, qualidade da vegetação e heterogeneidade de habitat sobre a assembleia de anuros em fragmentos florestais da Mata Atlântica. Discute-se o melhor modelo para gestão de paisagens fragmentadas.

Palavras chaves: Anura, Conservação da Biodiversidade, Ecologia de comunidades, Fragmentação Florestal, Mata Atlântica.

AGRADECIMENTOS

Eu gostaria de agradecer a Maria Fernanda de Oliveira Sampaio, Thays Natani dos Santos, Rafael Meneguici, Nathalia Klan Torres, Gabriel Lonardoni Fonoff, Joice Vidigal, Josiane Ricardino, Juliana B. Rodrigues, Mario Sacramento e Mileny Oliveira pela ajuda no trabalho de campo; Armando Mendes Nogueira pelo suporte logístico; ao Dr. Bruno Zucherato pela assistência nas análises espaciais e Thainá Najar pela ajuda com compilação do banco de dados. Aos pesquisadores Antônio de Padua Almeida, Carlos Alberto Gonçalves da Cruz, Carla Santana Cassini, Clarissa Canedo, João Luiz Gasparini, Marcelo Felgueiras Napoli e Ulisses Caramaschi por ajuda na identificação e duvidas taxonômicas sobre as espécies presentes neste estudo. A Renato Gaiga e Rodrigo Tinoco por cederem as imagens de algumas das espécies para ilustração da dissertação. Cia. Agropecuária Monte Alegre por providenciar suporte financeiro e permitir que utilizássemos os fragmentos presentes em suas propriedades para este estudo, ao IDEA WILD por fornecer equipamentos para os campos e ao CNPq por fornecer minha bolsa de Mestrado. Meus agradecimentos especiais vão para minha orientadora Doutora Albertina Pimentel Lima e aos meus mentores Dra Ariadne Angulo e ao Dr. Fabricio Baccaro pelo suporte sobre a ecologia de anfíbios, suporte estatístico e como redigir um manuscrito cientifico, também agradeço à William E. Magnusson por aclarar duvidas e fazer sugestões pertinentes as análises estatísticas e resultados. Gostaria também de agradecer imensamente a Valdecira Azevedo e todo o pessoal da secretaria do PPGEco por toda a disponibilidade quando precisei de sua ajuda com partes burocráticas na secretaria da pós-graduação em ecologia do INPA.

RESUMO

O planeta está passando por uma perda de biodiversidade sem precedentes, tanto que é considerado como o sexto evento de extinção em massa. Os maiores condutores para este declínio de espécies são a perda e a fragmentação de habitat, que vem afetando todos os ecossistemas naturais, especialmente as florestas tropicais. Os anfíbios são particularmente sensíveis à fragmentação e perda de habitat e muitas espécies são restritamente florestais. Nós avaliamos 22 fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil, entre 5 e 1570 hectares, com a finalidade de avaliar o potencial de pequenos fragmentos serem uteis para a conservação de anuros e determinar se este grupo de animais também tem desaparecido de áreas maiores, implicando na defaunação de fragmentos florestais. Para cada fragmento foram amostrados o número de indivíduos, riqueza e composição de espécies nas assembleias de anuros em relação a área, heterogeneidade de habitat e qualidade da vegetação. A estruturação da composição de anuros nas assembleias e guildas foi testada em relação aos gradientes de heterogeneidade, qualidade da vegetação e tamanho dos fragmentos florestais, buscando padrões de perda de espécies (aninhamento) ou substituições de espécies (turnover). Não foram observadas relações entre as variáveis dos fragmentos com o número de indivíduos ou padrões de estruturação para as espécies considerando toda a assembleia de anuros. Entretanto, quando analisamos separadamente em guildas, considerando espécies restritamente florestais e espécies com alta capacidade de dispersão na paisagem, os efeitos sobre a estrutura das assembleias foram distintos. Nossos dados indicam que o número de indivíduos na assembleia ou guildas não foi afetado pela área, heterogeneidade ou qualidade do habitat, sugerindo que em cada fragmento existem recursos para suportar um mesmo número de indivíduos. A assembleia considerando todas as espécies e a guilda restritamente florestal apresentou uma diminuição do número de espécies e essa foi associada apenas a variável qualidade do habitat. A composição de espécies em ambas as guildas, apresentaram padrões de estruturação diferenciados. A guilda restritamente florestal apresentou um padrão de aninhamento em relação qualidade da vegetação, heterogeneidade de habitat e área dos fragmentos, em quanto que a guilda vágil apresentou um padrão de “turnover” apenas em relação a qualidade

do habitat. Concluímos que espécies restritamente florestais dependem de um maior conjunto de fatores para manutenção de suas populações em fragmentos florestais, como a área do fragmento, qualidade e heterogeneidade do habitat. Enquanto, a presença de espécies com amplo deslocamento na paisagem é definida pela qualidade do fragmento. Neste cenário, muitos fragmentos pequenos suportaram um número relativamente alto de espécies restritamente florestais quando comparados a fragmentos maiores, mas com maior grau de degradação, demostrando a importância que estes fragmentos têm para a conservação de muitas espécies. Além disso, alguns fragmentos apresentaram defaunação total de espécies restritamente florestais e em alguns casos até mesmo de toda a assembleia de anuros, se tornado fragmentos vazios.

Palavras-chave: Anfíbios, Anuros, Conservação da Biodiversidade, Ecologia de Comunidades, Fragmentação florestal, Mata Atlântica.

The empty forests syndrome and the importance of small fragments for amphibian conservation

ABSTRACT

The planet is undergoing an unprecedented loss of biodiversity, so much so that it is considered the sixth mass extinction event. The most drivers of species decline are habitat loss and fragmentation, affecting all natural ecosystems, especially tropical forests. Amphibians are particularly sensitive to fragmentation and habitat loss and many species are strict forest inhabitants. We evaluated 22 fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil, between 5 and 1570 hectares, in order to evaluate the potential of small fragments to be useful for the conservation of anurans and to determine if this group of animals has also vanished from larger areas, implying in the defaunation of forest fragments. For each fragment, we sample the number of individuals, species richness and composition in anuran assemblages in relation to the area, habitat heterogeneity and vegetation quality. The structure of the anurans composition in assemblages and guilds was tested in relation to the gradients of heterogeneity, vegetation quality and size of forest fragments, searching for patterns of species loss (nested) or to species substitutions (turnover). We not observed relation between the variables of the fragments with individuals number or structuring patterns for the species considering all anurans in the assemblages. However, when we analyzed separately in guilds, considering restricted forest species and species with high scatterability in the landscape, the effects on the structure of the assemblages were different. Our data indicate that the individuals number in the assemblages or guilds was not affected by the area, heterogeneity or quality of the habitat, suggesting that in each fragment there are resources to support the same individuals number. The all species in the assemblage and the strictly forest guild showed a decrease in number of species associated only with the habitat quality variable. The species composition in both guilds presented different patterns of structuration. The strictly forested guild presented a nested pattern in relation to vegetation quality, habitat heterogeneity and area of the fragments, while the dispersers guild presented a turnover pattern only in relation to habitat quality. We

conclude that restricted forest species depend on a greater set of factors to maintain their populations in forest fragments, such as the fragment area, quality and heterogeneity of habitat. We considered, that the presence of species with wide displacement in the landscape is defined by the fragment quality. In this scenario, many small fragments supported a relatively high number of restricted forest species when compared to larger fragments, but with a greater degree of degradation, demonstrating the importance of these fragments have for the conservation of many species. In addition, some fragments presented total defaunation of strictly forest species and in some cases for all anurans assemblage, becoming empty fragments.

Keywords: Amphibians, Anurans, Biodiversity Conservation, Community Ecology, Forest Fragmentation, Atlantic Rain Forest.

SUMÁRIO

Resumo.....iv

Abstract.....vi

Lista de tabelas.....ix

Lista de figuras.....ix

INTRODUÇÃO.....1

OBJETIVOS.....3

MATERIAIS E MÉTODOS.....4

Área de estudo.....4

Desenho experimental.....5

Assembleia de anuros.....8

Analises estatísticas.....9

RESULTADOS.....11

DISCUSSÃO.....19

CONCLUSÃO.....22

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....22

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação das espécies em guildas.....página 08.

Tabela 2. Regressões múltiplas para número de espécies..... página 12.

Tabela 3. Regressões múltiplas para número de indivíduos .....página 13.

Tabela 4. Analises para a estruturação da assembleia.....página 16.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição dos fragmentos florestais .....página 04.

Figura 2. Distribuição dos fragmentos florestais .....página 05.

Figura 3. Regressões parciais do número de espécies.....página 14.

Figura 4. Regressões parciais do número de indivíduos.....página 15.

Figura 5. Estruturação da assembleia de anuros pela qualidade dos fragmentos .....página 17.

Figura 6. Estruturação da guilda de anuros florestal pela área e heterogeneidade dos fragmentos.....página 18.

INTRODUÇÃO

A modificação da paisagem pelo ser humano tem propiciado um cenário onde quase não existem florestas continuas no planeta, com exceção da Amazônia na América do Sul. Biomas como a Mata Atlântica e Cerrado no Brasil e Florestas tropicais como Borneou, Madagascar e Sumatra na Ásia e na África encontram-se em severo estado de fragmentação (Hansen et al. 2013). Muitas florestas tropicais em todo o globo têm sido denominadas como florestas vazias, pela ausência de muitas espécies de animais em seu interior causada pela forte pressão antrópica (Redford,1992; Stokstad, 2014; Periago et al. 2014). A perda de espécies a nível global tem sido tão alta, que é considerada a sexta maior extinção já vista no planeta, sendo denominada defaunação (Dirzo et al. 2014). A defaunação, é decorrente de diferentes fatores, que podem atuar em sinergia (Dirzo et al. 2014). Esses cenários nos levaram a rever os debates sobre o tamanho ideal de reservas iniciado nos anos 70. No início das discussões, se especulava que áreas maiores contínuas seriam melhores que a mesma área dividida em muitas pequenas manchas (MacArthur & Wilson, 1967; Diamond, 1975). A suposição era baseada na teoria de biogeografia de ilhas que assume que as pequenas manchas teriam um padrão aninhado para as espécies e que grandes áreas teriam todo o conjunto de espécies (Diamond, 1975). Entretanto, Simberloff & Abele (1976) questionaram se as pequenas manchas que não compartilhassem a mesma composição de espécies, juntas elas poderiam superar grandes áreas em número de espécies (Simberloff & Abele 1976; 1982).

De acordo com a Lista Vermelha de espécies ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza, dentre os vertebrados, os anfíbios são o grupo taxonômico mais ameaçado (IUCN, 2017). O maior número de declínios de anfíbios e aumento de extinções tem sido constado em florestas tropicais, sendo as causas para estes declínios associada a redução de seu habitat pela fragmentação florestal ou consideradas enigmáticas (Stuart et al. 2004). Vários estudos de fragmentação ao redor do planeta apresentam resultados contraditórios. Na Amazônia a fragmentação aumentou a riqueza de espécies de anuros no interior dos fragmentos (Gascon et al. 1999), entretanto este aumento é atribuído a espécies oportunistas que ocuparam os fragmentos

após a degradação da paisagem (Silvano et al. 2005). Também para a Amazônia, em fragmentos de floresta isolados pelos rios o tamanho da área influenciou no número de espécies (Lima et al. 2015). Em Madagascar houve diminuição no número de espécies correlacionada a perda de habitat e a mudança na estrutura da vegetação (Vallan et al. 2000). Estudos realizados na Malásia, México e Costa Rica, observaram um gradiente na distribuição de espécies, onde espécies com maior requerimento ambiental habitavam apenas o interior dos fragmentos e outras espécies com maior tolerância as variações ambientais, habitavam florestas degradadas, áreas abertas ou de cultivos (Urbina-Cardona et al. 2006; Faruk et al. 2013; Mendenhall et al. 2014; Mendenhall et al. 2016). A riqueza de espécies e abundância de anfíbios em florestas tropicais na Indonésia e na índia é altamente correlacionada com a estrutura dos fragmentos de floresta, demostrando a importância da qualidade e manutenção da estrutura florestal, principalmente para as espécies restritamente florestais (Wanger et al., 2010; Balaji et al., 2014). A qualidade da estrutura de fragmentos florestais vem sendo considerada um dos elementos chave na manutenção da biodiversidade, mas ainda é pouco estudada (Ibãnes et al. 2014).

Estima-se que aproximadamente 96% dos anfíbios neotropicais são afetados por efeitos da fragmentação florestal, sendo que os pequenos fragmentos são considerados inóspitos para as espécies dependentes de floresta (Schneider-Maunoury et al., 2016). Apesar disso, atualmente 95% do habitat disponível para anfíbios e repteis são pequenos elementos de floresta em paisagens tropicais (Mendenhall et al. 2014), demostrando a importância de investigar o potencial e o papel dos pequenos fragmentos para a conservação e manutenção das espécies de vertebrados. Em biomas severamente fragmentados como a Mata Atlântica, espécies de anuros restritamente florestais tem suas populações isoladas nos fragmentos, sofrendo endogamia e extinções locais (Dixo et al. 2009). Nestas paisagens, mesmo maiores proporções de floresta ao redor dos fragmentos não influenciam na conectividade, independente da distância entre os fragmentos ou tipo de matriz ao seu redor, sugerindo ausências de metapopulações (Ferrante et al. 2017).

Neste cenário onde quase não existem grandes áreas de floresta continua no planeta, com exceção da Amazônia, retomar a discussão sobre o tamanho mais eficiente ao propor áreas para a conservação e planos de manejo é fundamental.

Atualmente o debate é mais direcionado a fragmentação, se uma única grande mancha de floresta ou várias pequenas "*Single Large or Several Small"* (SLOSS) seriam um meio superior de conservação da biodiversidade em habitats fragmentados (Diamond, 1975; Simberloff & Abele, 1976; 1982; Wilcox & Murphy, 1985; Tjorve, 2010; McCarthy et al. 2011).

A Mata Atlântica no Brasil, é um dos biomas com maior taxa de fragmentação no mundo, onde mais de 80% das manchas florestais do bioma são menores que 50 hectares e apenas 1% da floresta original e 9% da área fragmentada se encontra protegida por reservas (Ribeiro et al., 2009). Considerada um dos biomas mais fragmentados do mundo, a Mata Atlântica Brasileira é uma área com alta biodiversidade endêmica e alto grau de ameaça (Myers *et al*., 2000). Entretanto, as áreas de distribuição de muitas espécies se encontram em porções do bioma em severo estado de fragmentação e sem grandes áreas de floresta (IUCN, 2017). Neste estudo, nós avaliamos como assembleias de anuros no interior de fragmentos florestais são afetadas pelo tamanho, heterogeneidade e qualidade dos fragmentos de floresta. Especificamente perguntamos: 1) áreas maiores quando mais degradadas em estrutura em relação aos pequenos fragmentos, abrigam um menor número de espécies restritamente florestais, sofrendo o fenômeno da defaunação e se tornando florestas vazias para espécies de maior requerimento florestal? 2) Qual o papel dos pequenos fragmentos quando bem conservados para a gestão de paisagens fragmentadas e áreas que visem a conservação dos anfíbios.?

OBJETIVOS

O objetivo deste estudo é avaliar a influência do tamanho da área, heterogeneidade de habitat e qualidade de fragmentos florestais na conservação dos anuros. Além de buscar evidencias sobre a relação dessas variáveis com a defaunação de fragmentos florestais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma paisagem severamente fragmentada de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Este tem sido o estado com maior índice de desmatamento para o bioma (SOS Mata Atlântica & INPE 2014). A área de estudo abrange os municípios de Alfenas, Areado, Divisa Nova, Fama, Serrania (20 fragmentos) (21°25'30.62"S; 45°59'3.35"W, Fig.1) e Conceição dos Ouros (2 fragmentos) (22°24'39.06"S; 45°43'22.63"O. Fig.2), totalizando 22 fragmentos. Todos os fragmentos contem corpos d'agua, se encontram em altitudes médias de 786-885 m em relação ao nível do mar, os tamanhos variaram entre 5 e 1520 ha, estação chuvosa ocorre de dezembro a março com precipitação média de 1554 mm (Roldão *et al.,* 2012). Na região deste trabalho foram reportadas 32 espécies de anuros (Ferrante et al. 2015).

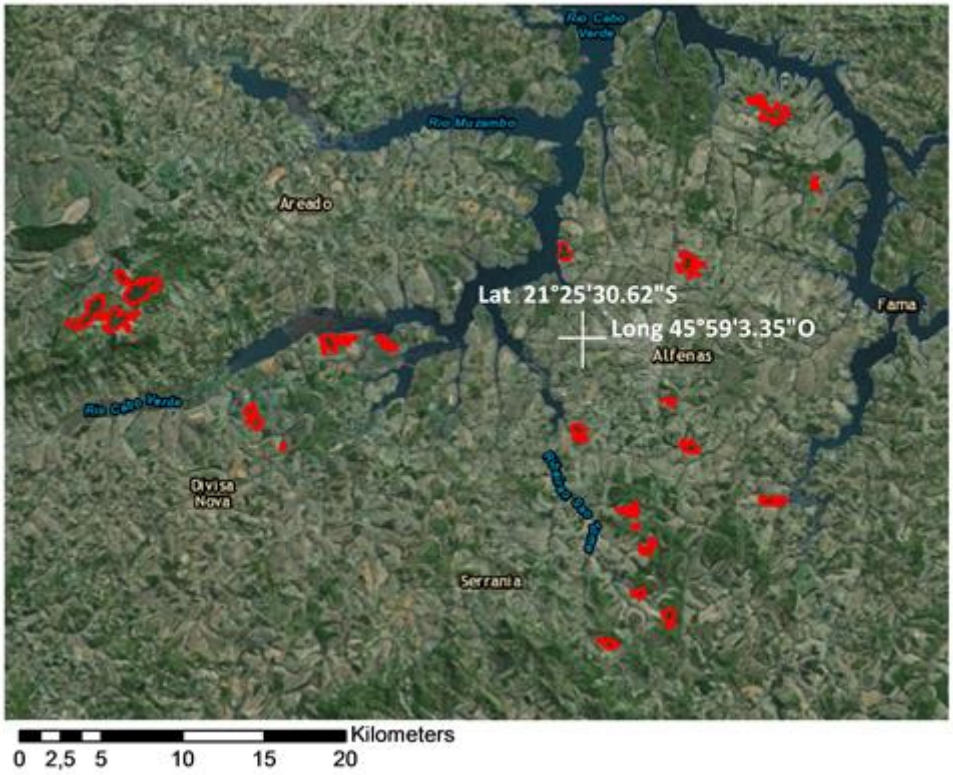

Figura 1. Disposição de 20 fragmentos na paisagem (Tamanhos de 5 até 277 hectares).

Figura 2. Disposição dos dois maiores fragmentos na paisagem, 576 e 1520 hectares.

Desenho experimental e parâmetros estruturais dos fragmentos

Os 22 fragmentos florestais foram selecionados através de imagens de satélite e visitas prévias em campo foram realizadas para selecionar fragmentos sem histórico de queimadas, extração de madeira e atividades de mineração, para desta forma ter fragmentos sem outras perturbações além da fragmentação. A seleção foi baseada em entrevistas com os donos das propriedades e verificações em campo. Para cada fragmento foi traçado um transecto de 300m paralelo ao corpo d'agua e aproximados 10m de largura para a amostragem da assembleia de anuros. As amostragens foram realizadas através de coleta ativa por encontros visuais e auditivos (Crump & Scott 1994) e playbacks previamente selecionados. Todas as coletas foram realizadas no período da noite por 5 horas entre 19:00 e 24:00 hs e por três coletores, totalizando 15 horas de amostragem por fragmento em uma noite. Este processo foi repetido por três noites

intercaladas para cada fragmento, totalizando 990 horas de amostragem em toda a paisagem. As amostragens foram conduzidas entre os meses de dezembro de 2011 até março de 2012 nos municípios Alfenas, Areado, Divisa Nova, Fama, Serrania e de novembro 2013 até fevereiro de 2014 em Conceição dos Ouros. Todas as amostragens foram conduzidas durante o período de chuvas da região (Roldão *et al.,* 2012), que coincide com a época de reprodução para os anuros na Mata Atlântica (Haddad *et al.,* 2013).

Os parâmetros estruturais dos fragmentos florestais, a área e índice de vegetação (NDVI), foram obtidos através de imagens de satélite referente ao mesmo período das coletas e confirmadas com dados de campo verificando possíveis alterações nas áreas e suas intermediações. As imagens utilizadas foram do satélite RESOURCESAT-1 através do sensor LISS-III (Linear Imaging Self-Scanner), com resolução espacial de 23.5m, que foram adquiridas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) é um índice obtido a partir da utilização de imagens de sensoriamento remoto que permite estimar a concentração da vegetação superficial de um alvo (Rouse et. al, 1973). Esse índice é comumente utilizado para representar a concentração de biomassa e a cobertura vegetal de um determinado espaço (Tucker, 1979; 1986; Verbesselt et al. 2016; Myneni et al. 1997). Seus valores variam de -1 a 1, sendo o valor -1 a ausência total de vegetação e o valor 1 a presença completa de vegetação (Myneni et al. 1997). Seu cálculo é feito por meio da seguinte fórmula:

$$NDVI = N\text{-}R/\ N+R$$

N= vermelho visível (0,63 a 0,7 µm)
R= infravermelho próximo NIR (0,725 a 1,10 µm)

Essa fórmula utiliza as bandas referentes ao vermelho visível (R) e ao infravermelho próximo (NIR) que correspondem aos comprimentos de onda com melhor resposta espectral de vegetação ativa (Jamey et. al. 2011). A aplicação desse índice para estimar a concentração de vegetação tem tido sucesso com a utilização de diferentes tipos de imagens de satélite como por exemplo os satélites RESOURCESAT-1 através do sensor LISS-III (Linear Imaging Self-Scanner), sendo estas utilizadas no presente estudo para obter o valor do NDVI utilizando as bandas 3 e 4. Bandas com valores de comprimento de ondas de

aproximadamente 0.6µm (R) e 0.8 µm (NIR) respectivamente (Nery et al. 2013). Desse modo, para os procedimentos relativos a pesquisa realizada, foram utilizadas duas imagens de satélite RESOURCESAT-1 através do sensor LISS-III que encobriam os municípios de Alfenas, Areado, Divisa Nova, Fama, Serrania e Conceição dos Ouros, ambas no estado de Minas Gerais, Brasil. As imagens foram tomadas durante o período de maior vigor de fitomassa, na estação chuvosa que se refere ao período de verão no hemisfério sul e levantamentos da fauna deste estudo. As datas das imagens são 8 de fevereiro de 2011 (para os municípios de Alfenas, Areado, Divisa Nova, Fama e Serrania) e 21 de fevereiro de 2013 (para o município de Conceição dos Ouros). Há uma diferença na data de tomada das imagens, pois o período de maior vigor de fitomassa da vegetação coincide com o período da estação chuvosa, o que pode encobrir parcialmente a imagem com a presença de nuvens e assim dificultar a interpretação dos resultados obtidos (Verbesselt et. al. 2016). Desta forma, foi estabelecido um limite máximo de 15% de encobrimento da imagem por nuvens com a finalidade de obter um melhor resultado para os índices de vegetação. A imagem do município de Alfenas apresentou 12,5% de cobertura por nuvens e a imagem de Conceição dos Ouros 2,5% de cobertura por nuvens, o que foi considerado satisfatório para os critérios aqui estabelecidos. As imagens foram georreferenciadas pelo software QGIS e com a utilização da ferramenta de cálculo matricial foram obtidos os valores de NDVI das duas imagens. Posteriormente foram estabelecidos e vetorizados os contornos dos fragmentos de interesse na paisagem, os quais foram inseridos no SIG e utilizados para recortar as imagens apresentando apenas os valores de área e NDVI dos 22 fragmentos de interesse. Para cada fragmento foram extraídos separadamente os valores máximos e a amplitude dos valores de NDVI. Os valores máximos de NDVIs foram utilizados como um indicador da qualidade da cobertura vegetal, já utilizados na literatura como um proxy para a qualidade ambiental e com respostas da fauna (Muposhi et al. 2016). A amplitude do NDVI em cada fragmento foi utilizada como medida de heterogeneidade. Valores de amplitude do espectro para imagens de sensoriamento remoto tem sido interpretada como a heterogeneidade dos habitats (Rocchini et al. 2004), demostrando eficácia para medir a heterogeneidade de habitat na paisagem (Parvianinen et al. 2010).

A assembleia de anuros

Uma classificação *a priori* foi realizada separando a assembleia de anuros em duas guildas: espécies restritamente florestais com baixa vagilidade e espécies com alta vagilidade, sendo estas tolerantes a matriz e possuindo alta capacidade de dispersão na paisagem. A classificação das espécies foi baseada em Haddad et al. (2013), Ferrante et al. (2014), The IUCN Red List of Threatened Species (2017) e Ferrante et al. (2017). A nomenclatura das espécies seguiu a Lista de espécies de anfíbios do Brasil, Segalla et al. (2016).

Tabela 1. Classificação das espécies de anuros por guildas (espécies restritamente florestais e espécies com alta vagilidade na paisagem).

Nome científico	Guilda
Adenomera thomei (Almeida & Angulo 2006)	Alta vagilidade
Aplastodiscus leucopygius (Cruz & Peixoto, 1985 “1984″)	Restritamente Florestal
Bokermannohyla luctuosa (Pombal & Haddad, 1993)	Restritamente Florestal
Dendropsophus minutus (Peters, 1872)	Alta vagilidade
Elachistocleis cesarii (Miranda-Ribeiro, 1920)	Alta vagilidade
Haddadus binotatus (Spix, 1824)	Restritamente Florestal
Hylodes aff.*sazimai* Haddad & Pombal 1995	Restritamente Florestal
Hypsiboas albopunctatus (Spix, 1824)	Alta vagilidade
Hypsiboas gr. *polytaenius* 1(Cope,1870)	Alta vagilidade
Hypsiboas gr. *polytaenius* 2(Cope,1870)	Restritamente Florestal
Hypsiboas gr. *polytaenius* 3(Cope,1870)	Alta vagilidade
Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821)	Alta vagilidade
*Hypsiboas lundii (*Burmeister, 1856)	Restritamente Florestal
Ischnocnema izecksohni (Caramaschi & Kisteumacher,1989)	Restritamente Florestal
Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)	Alta vagilidade
Leptodactylus latrans (Steffen, 1815)	Alta vagilidade
Lithobates catesbeianus (Shaw, 1802)	Alta vagilidade
Odontophrynus americanus (Duméril & Bibron, 1841)	Alta vagilidade
Ololygon longilinea (B. Lutz, 1968)	Restritamente Florestal
Ololygon ranki (Andrade and Cardoso, 1987)	Restritamente Florestal
Phyllomedusa burmeisteri (Boulenger, 1882)	Alta vagilidade
Physalaemus jordanensis (Bokermann, 1967)	Alta vagilidade
Proceratophrys boiei (Wied-Neuwied, 1825)	Restritamente Florestal
Rhinella ornata (Spix, 1824)	Restritamente Florestal
Rhinella schneideri (Werner, 1894)	Alta vagilidade
Scinax fuscovarius (A. Lutz, 1925)	Alta vagilidade

Analises estatísticas

As analises tiveram como foco estabelecer a relação da assembleia de anfíbios em cada fragmento e as variáveis intrínsecas ao fragmento: área (ha); heterogeneidade de habitat (Amplitude de pixels pelo índice de NDVI) e qualidade da vegetação (Máxima do índice de NDVI). Nós realizamos um teste de Pearson para testar correlação entre as variáveis selecionadas, não identificando nenhuma correlação entre as variáveis dos fragmentos florestais dentro de um intervalo de confiança de 95% (área x qualidade da vegetação P=0,064; área x heterogeneidade P=0,101; qualidade da vegetação x heterogeneidade P=0,358). A relação entre números de espécies e número de indivíduos, foi testada para toda a assembleia e para cada guilda (restritamente florestal e espécies com maior vagilidade) através de modelos lineares generalizados (GLM) utilizando as três variáveis intrínsecas ao fragmento (área, heterogeneidade de habitat e qualidade da vegetação). Os modelos de número de espécies foram construídos com distribuição normal dos resíduos, rodados com distribuição gaussiana. Nós comparamos estes modelos com modelos previamente rodados com distribuição Poisson obtendo os mesmos resultados embora pior ajuste. A área dos fragmentos foi logaritimizada para atender as premissas do teste. Os modelos de abundância foram baseados em resíduos com distribuição Poisson, que é mais indicado para dados de contagens. Ajustes para controlar sobredisperção foram aplicados quando necessário. Nesses casos, usamos modelos com “distribuição” quasipoisson. Gráficos condicionais foram produzidos usando o pacote visreg (Breheny & Burchett, 2017). O gráfico condicionais mostram os resíduos dos valores da variável dependente estimados pela mediana em relação aos valores medianos esperados da variável independente alvo, onde todas as outras variáveis independentes na análise foram mantidas constante em seus valores medianos neste conjunto de dados. Os gráficos de regressão linear tiveram como finalidade isolar a relação entre o resultado e uma variável explicativa enquanto as outras variáveis foram mantidas constantes (Breheny & Burchett, 2012; 2013). Além das estimativas de relação das variáveis, o pacote também foi utilizado para criar o intervalo de confiança de 95%.

A influência da autocorrelação espacial sobre a composição de anuros restritamente florestais nos fragmentos, foi testada através de teste de Mantel,

quantificando a influência da distância pela latitude e longitude entre os fragmentos florestais e suas similaridades na composição de espécies.

A relação da composição de espécies com as variáveis ambientais de todo o fragmento (área, heterogeneidade de habitat e qualidade da vegetação) foi testada para toda a assembleia e para cada guilda separadamente para padrão de substituição de espécies (turnover) através de PERMANOVA (Anderson, 2001; Anderson et al. 2011) e para aninhamento (nested) através de NODF (Almeida-Neto, 2008). A PERMANOVA é equivalente a uma db-RDA (distance-based Reduncancy Detrend Analysis), o que permite o uso de diferentes tipos de métricas de distância para testar "turnover" de espécies na assembleia em relação a um gradiente ambiental continuo (Anderson et al. 2011). No nosso caso, usamos distância de Sorensen (presença/ausência) para construir as matrizes de distância em relação as variáveis ambientais, seguimos as premissas de Anderson e colaboradores (2011) para testar a mudança na estrutura da assembleia para "turnover" de espécies.

Para testar se o padrão é aninhado usamos a métrica de aninhamento baseado na sobreposição e diminuição do preenchimento da matriz (Nestedness metric based on overlap and decreasing fill - NODF) sugerido por Almeida-Neto e colaboradores (2008). O aninhamento foi testado sem "empacotar" a matriz de dados. Ou seja, primeiramente a matriz de presença/ausência de espécies foi ordenada de acordo com o gradiente de interesse e usada diretamente para cálculo do NODF observado. Posteriormente o NODF observado foi comparado com a distribuição de NODFs calculados a partir da randomização da matriz. Dessa forma, o gradiente ambiental de interesse é diretamente testado. As matrizes randomizadas mantiveram o somatório das colunas e linhas constantes usando o método "swap" de Gotelli & Entsminger (2003).

Todas as probabilidades da PERMANOVA e NODF foram baseadas em 999 randomizações. Posteriormente, as estruturações das espécies nas assembleias foram apresentadas graficamente para as guildas generalista e restritamente florestal. Todas as análises foram executadas no programa estatístico R (Core Team, 2017).

RESULTADOS

Foram coletadas 26 espécies de anuros pertencentes a 10 famílias: Bufonidae, Brachycephalidae, Craugastoridae, Hylidae, Hylodidae, Leptodactylidae, Microhylidae, Odontophrynidae, Phyllomedusidae e Ranidae. O número de espécies de anuros entre os fragmentos variou de zero à 10 espécies. Dentre as espécies encontradas 24 são endêmicas da Mata Atlântica, *Hypsiboas lundii* é uma espécie típica do Cerrado, entretanto ocorre marginalmente na Mata Atlântica, a espécie *Lithobates catesbeianus* é exótica, sendo nativa na América do Norte.

Tanto o número de espécies na assembleia geral como para a guilda restritamente florestal, foram influenciadas positivamente pelos maiores valores de qualidade de vegetação, P=0.025 e 0.029 respectivamente (Tabela 2; Figura 3), além de apresentar resultados marginalmente significativa P=0.087 por influenciar o número de indivíduos restritamente florestais em cada fragmento. A área apresentou um valor marginalmente significativo P=0.068 para influenciar o número de espécies da assembleia geral, mas não para as guildas quando separadas (Tabela 2). A heterogeneidade ambiental não apresentou nenhuma relação com número de espécies ou a densidade de indivíduos, seja para a assembleia total ou para cada guilda (Tabela 2 e 3; Figura 3 e 4).

O teste de Mantel não mostrou autocorrelação espacial entre a proximidade dos fragmentos na paisagem e a composição de espécies restritamente florestais em seu interior, mesmo em diferentes escalas de isolamento na paisagem 7.7 km (P= 0.225); 21.47 km (P= 0.450) e 35.20 km (P=0.675).

Tabela 2. Regressões múltiplas usando o número de espécies como variável dependente e a área (log), qualidade de vegetação e heterogeneidade do fragmento como preditoras.

Assembleia total:			
	$r^2 = 0.509$	$p < 0.001$	
	b	p	
Área (Log10)	1,562	0,068	.
Qualidade da vegetação	**12,165**	**0,025**	*
Heterogeneidade	2,550	0,348	
Guilda Florestal:			
	$r^2 = 0.348$	$p = 0.013$	
	b	p	
Área (Log10)	0,600	0,411	
Qualidade da vegetação	**10,417**	**0,029**	*
Heterogeneidade	2,182	0,365	
Guilda Vágil:			
	$r^2 = 0.175$	$p = 0.093$	
	b	p	
Área (Log10)	1,110	0,163	
Qualidade da vegetação	3,972	0,410	
Heterogeneidade	1,394	0,586	

***Valores estatisticamente significativos.**

Tabela 3. Regressão múltiplas entre o número de indivíduos e a área, qualidade de vegetação e heterogeneidade dos fragmentos.

Assembleia:			
Pseudo-r2 = NA	p = 0.030		
		b	p
Área		0,000	0,184
Qualidade da vegetação		2,928	0,218
Heterogeneidade		1,802	0,132
Guilda Florestal:			
Pseudo-r2 = NA	p < 0.001		
		b	p
Área		0,001	0,101
Qualidade da vegetação		6,716	0,087
Heterogeneidade		2,058	0,146
Guilda Vágil:			
Pseudo-r2 = NA	p = 0.413		
		b	p
Área		0,000	0,648
Qualidade da vegetação		4,574	0,395
Heterogeneidade		2,551	0,236

***Valores estatisticamente significativos**.

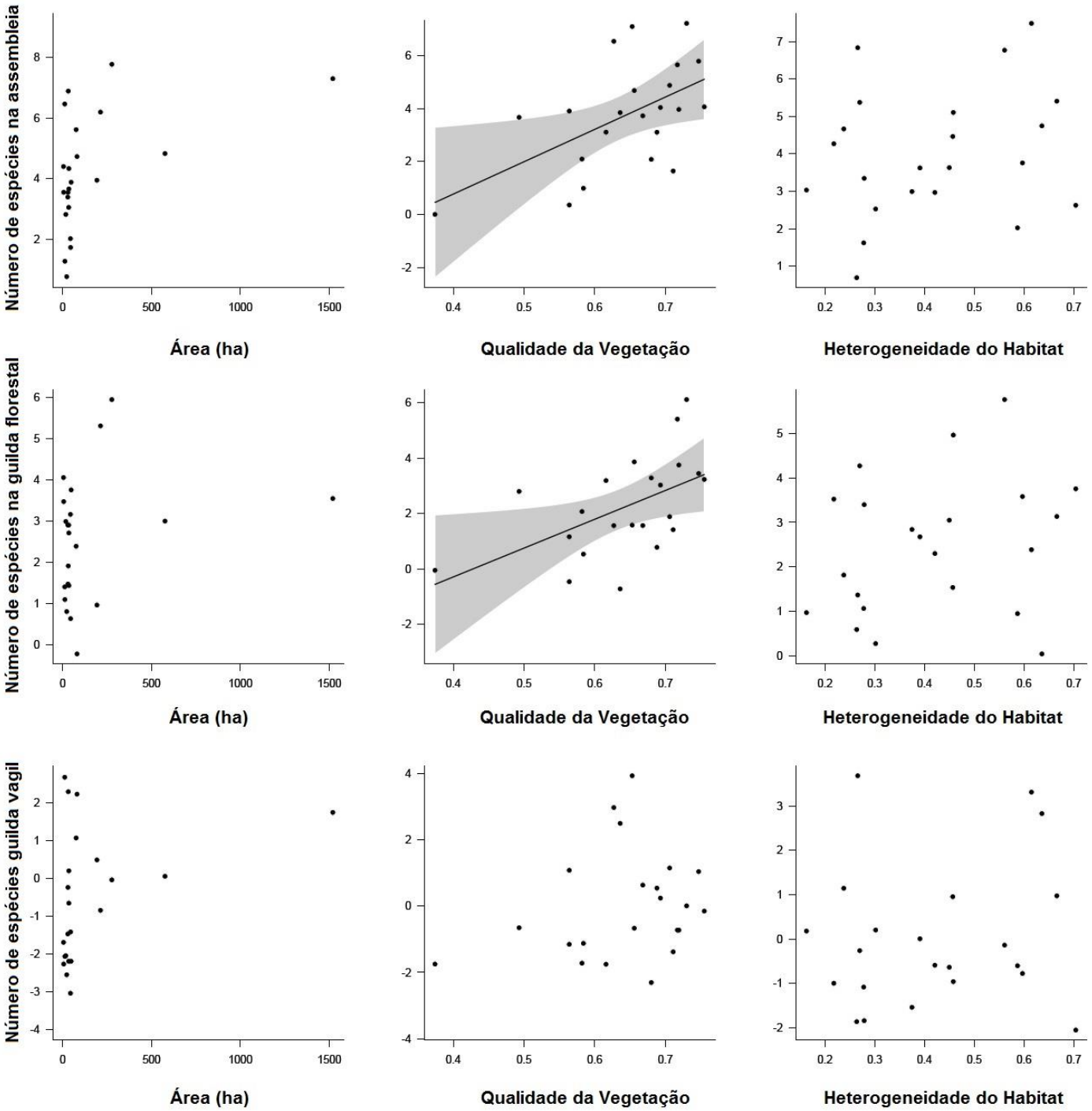

Figura 3. Gráficos condicionais gerados pelo pacote visreg (Breheny & Burchett, 2017) do número de espécies na assembleia geral de anuros (gráficos superiores), guilda restritamente florestal (gráficos do meio) e guilda com alta vagilidade (gráficos inferiores) em relação a cada variável ambiental (área, qualidade de vegetação e heterogeneidade dos fragmentos).

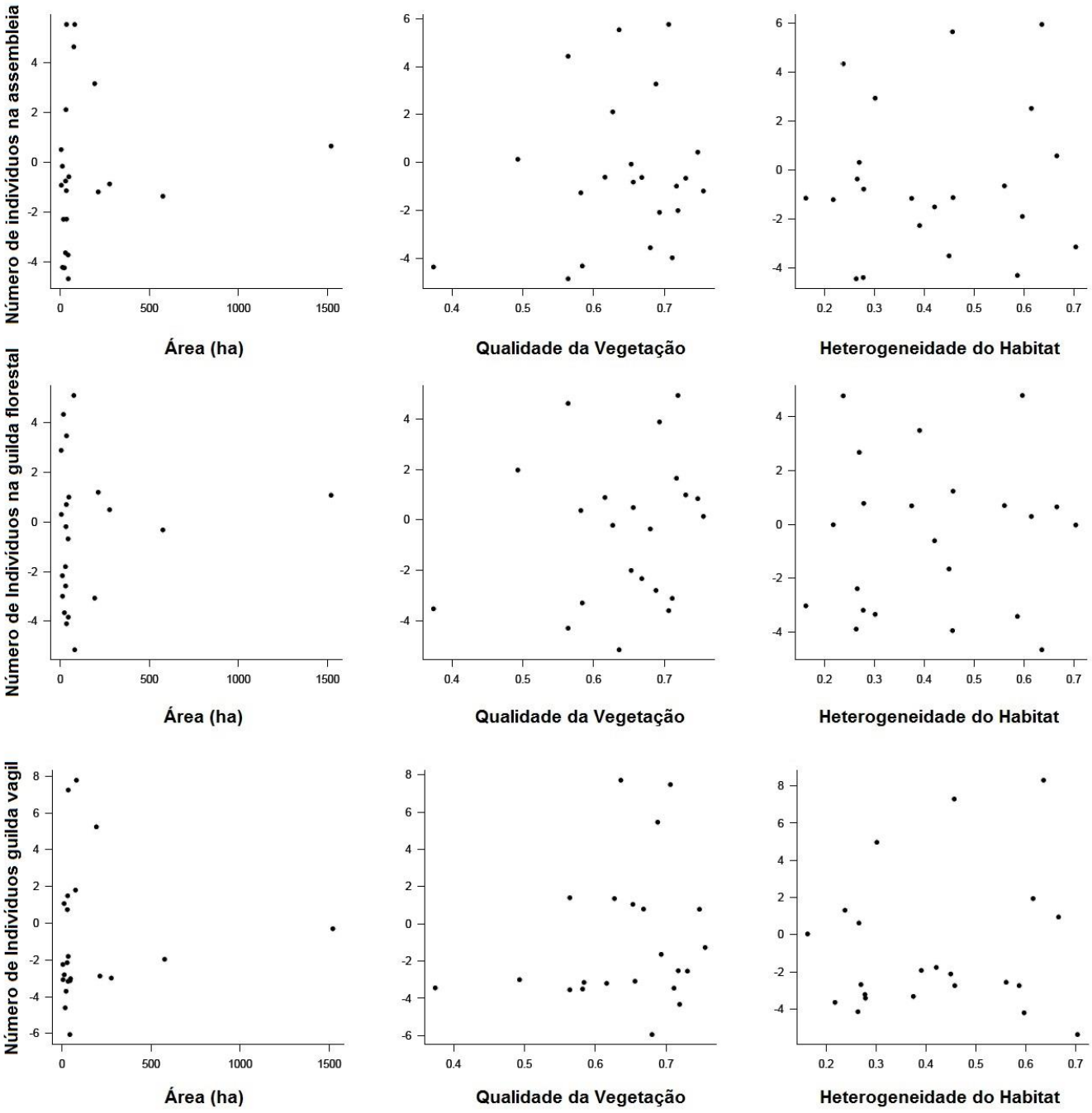

Figura 4. Gráficos condicionais gerados pelo pacote visreg (Breheny & Burchett, 2017) do número de indivíduos na assembleia geral de anuros (gráficos superiores), guilda restritamente florestal (gráficos do meio) e guilda com alta vagilidade (gráficos inferiores) em relação a cada variável ambiental (área, qualidade de vegetação e heterogeneidade dos fragmentos).

As análises de PERMANOVA e NODF não detectaram padrões de "turnover" ou aninhamento na composição da assembleia como um todo em relação a área, heterogeneidade e qualidade da vegetação dos fragmentos florestais. Entretanto, quando as assembleias foram separadas em guildas, restritamente florestal e vágeis, houve relação significativa da composição das espécies com a qualidade da vegetação (Figura 5), onde as espécies restritamente florestais apresentaram um padrão aninhado (NODF: P= <0.001; Tabela 4) e as espécies generalistas apresentaram um padrão de "turnover" de espécies (PERMANOVA: P=0.012; Tabela 4). O número de espécies em cada fragmento também apresentou relação significativa com qualidade de vegetação (Figura 3), sendo o incremento do número de espécies delimitado pelo padrão aninhado da guilda restritamente florestal com a qualidade da vegetação (Figura 5). Além disso, dois dos fragmentos não apresentaram nenhuma espécie de anuro, e outros dois fragmentos apresentaram uma ausência de espécies restritamente florestais. Desta forma, entre os 22 fragmentos, quatro não possuem espécies restritamente florestais. Todos estes fragmentos se encontravam com limiares mais baixos da qualidade de vegetação, índice de NDVI máximo, inferior a 0,650.

A guilda restritamente florestal também apresentou um padrão de aninhamento em relação a área e a heterogeneidade dos fragmentos florestais (NODF: P= 0.015 e P=0.009, respectivamente), embora estas duas variáveis tenham menor efeito que a qualidade da vegetação (Figura 6).

Tabela 4. Analises da estruturação das espécies nas assembleias e guildas em relação a variáveis intrínsecas dos fragmentos.

(Teste para "Turnover")

	Área	**Qualidade da vegetação**	**Heterogeneidade**
Assembleia	0,183	0,18	0,825
Guilda florestal	0,313	0,448	0,518
Guilda vágil na paisagem	0,067	**0,012**	0,8

(Teste para Aninhamento)

	Área	**Qualidade da vegetação**	**Heterogeneidade**
Assembleia	0,535	0,291	0,371
Guilda florestal	**0,015**	**< 0.001**	**0,009**
Guilda vágil na paisagem	0,353	0,519	0,591

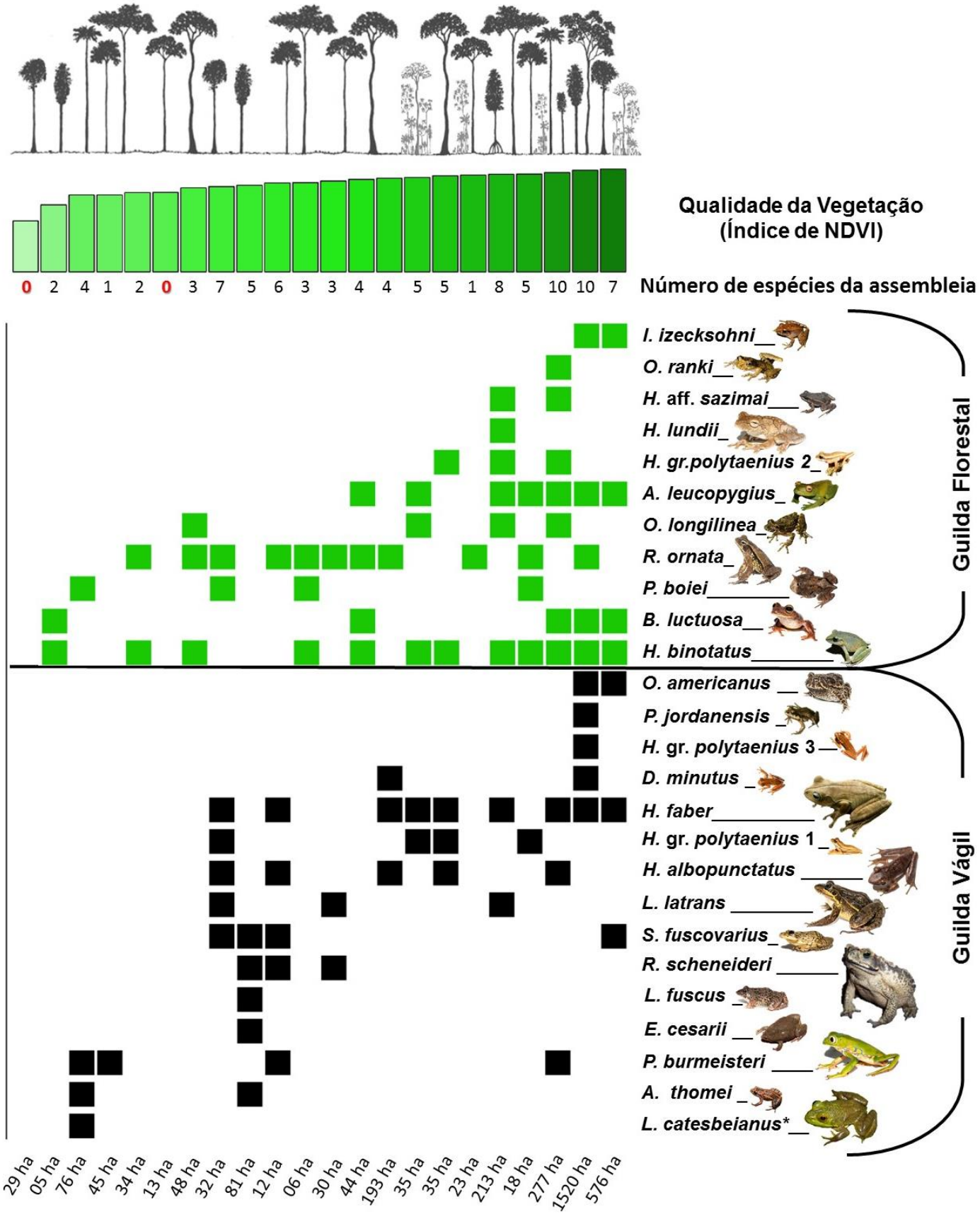

Figura 5. Estruturação de ambas as guildas de anuros (restritamente florestal e vágil) pela qualidade da vegetação: A estruturação para cada guilda de anuros apresentou diferentes padrões, as espécies florestais apresentaram um padrão de aninhamento e espécies com alta vagilidade apresentaram um padrão de substituição de espécies (turnover).

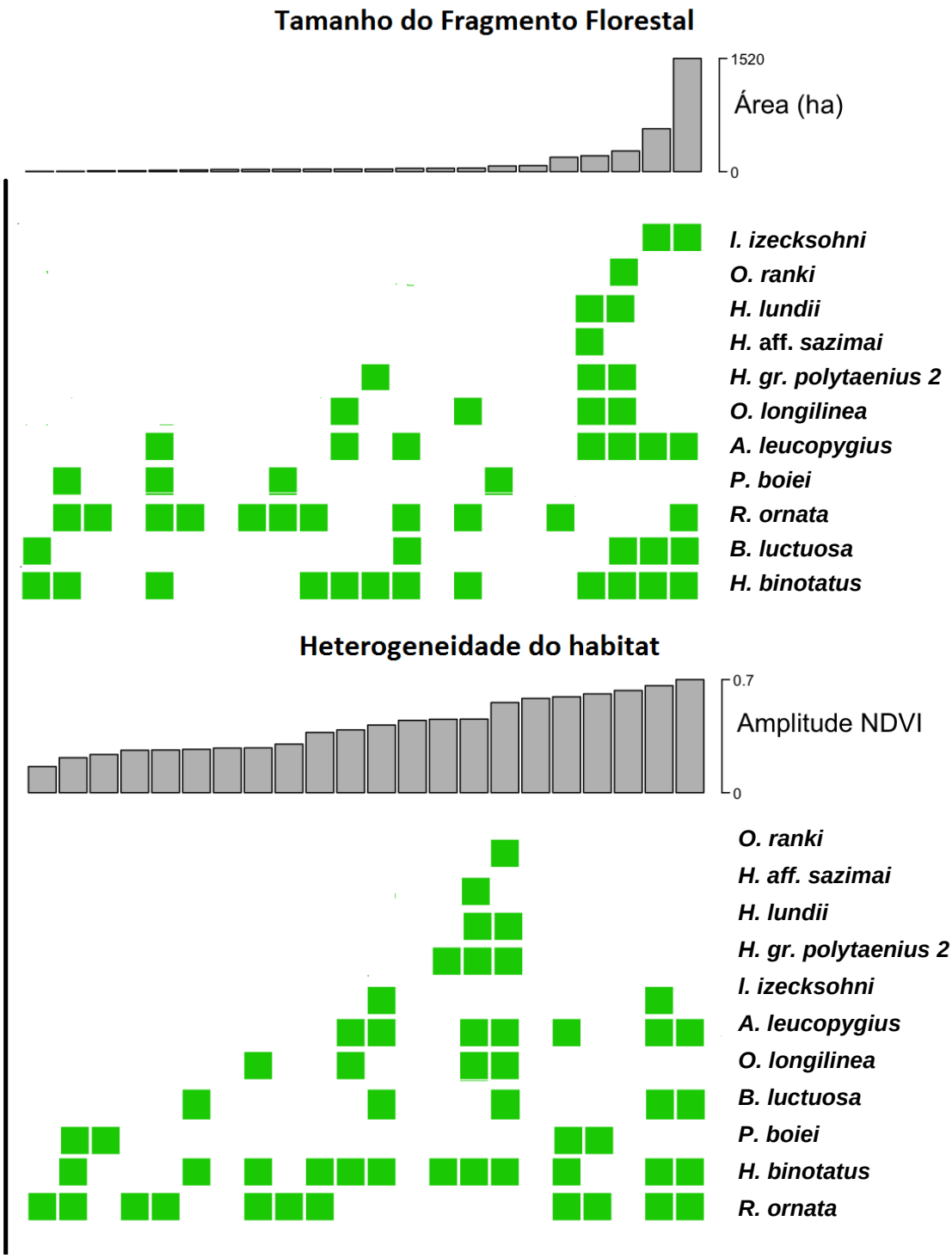

Figura 6. Aninhamento da guilda restritamente florestal em função da área e heterogeneidade de habitat nos fragmentos florestais.

DISCUSSÃO

Muitas espécies de vertebrados têm desaparecido das florestas tropicais e subtropicais por todo mundo. Este processo de defaunação denominado como florestas vazias, foi observado até então para mamíferos, aves e répteis em decorrência da caça e sobre-exploração de espécies (Redford,1992; Stokstad, 2014; Periago et al. 2014). Entretanto, os processos de defaunação não estão ligados apenas a caça, mas também a modificação e destruição dos habitats naturais (Dirzo et al. 2014). O maior fator a impulsionar os alarmantes índices de perdas de espécies a nível global é a fragmentação de habitat (Wilcox & Murphy, 1985; Lindenmayer & Franklin, 2002, Tabarelli & Gascon, 2005). Nossos resultados apontam, que os efeitos da fragmentação de habitat sobre a Mata Atlântica no Brasil, têm conduzido a um processo severo de defaunação para anuros. Nós observamos fragmentos com ausência de espécies restritamente florestais ou completamente vazios de anuros.

A perda de diversidade relacionada a redução e fragmentação de habitat, foi atribuída ao fato de que grandes manchas de floresta teriam um conjunto maior de espécies e conforme houvesse uma diminuição no tamanho das manchas de florestas, haveria proporcionalmente uma perda de espécies, um padrão aninhado em função do tamanho das manchas florestais (Diamond, 1975). Porém, a soma de espécies de vários fragmentos pequenos poderia se complementar e assim conservar mais espécies (Simberloff & Abele, 1976). Contrapondo em parte a sugestão de Diamond (1975), na qual se espera uma perda de diversidade com a diminuição da área do fragmento, nossos resultados também apontaram que apenas uma porção da assembleia (espécies restritamente florestais) apresenta um padrão aninhado. Nossos resultados ainda demostraram, que a heterogeneidade de habitat e qualidade das manchas florestais, também influenciam o padrão aninhado para a guilda restritamente florestal. A estruturação da guilda de espécies florestais se mostrou mais forte em relação a qualidade do habitat do que pela área do fragmento ou heterogeneidade ambiental. Sendo a qualidade dos fragmentos um fator independente da sua área. Além disso, o número de espécies para guilda restritamente florestal e para toda a assembleia, variou apenas em função da qualidade de habitat.

A manutenção da vegetação original (qualidade do habitat) é tão importante que fragmentos com níveis muito elevados de perda de vegetação primaria, perdem espécies restritamente florestais e deixam de ser colonizados por espécies com alta capacidade de dispersão na paisagem, dando lugar para espécies com predileção por áreas abertas ou perturbadas. Nossos resultados demonstram que os fragmentos florestais apresentaram distinção na composição de espécies independente de sua distribuição espacial na paisagem. Além disso, a assembleia apresentou diferentes dinâmicas em relação as variáveis ambientais, onde a capacidade do deslocamento das espécies e as condições ambientais dos fragmentos delimitaram seu declínio para espécies restritamente florestais (padrão aninhado) ou recolonização e evasão dos remanescentes florestais no caso de espécies vágeis (turnover). Outra evidência destes processos é a falta de relação do número de indivíduos com tamanho da área, heterogeneidade e qualidade da vegetação, sugerindo a substituição de espécie por outras mais tolerante a perturbação.

A ausência de espécies de anuros em áreas fragmentadas tem sido associada tanto as variações da estrutura da vegetação como do micro-clima (Urbina-cardona et al. 2006, Ferrante et al. 2017). Neste estudo encontramos dois tipos de florestas vazias, fragmentos de floresta com ausência de espécies florestais e fragmentos de floresta onde não são encontrados mais anuros. Espécies como *Ischnocnema izecksohni*, *Hypsiboas lundii*, *Hypsiboas* gr. *polytaenius* 2, *Hylodes* aff. *sazimai* e *Ololygon ranki* demostraram ser dependentes de maiores áreas com maior qualidade da vegetação, sendo ausentes em fragmentos com maior heterogeneidade. A heterogeneidade nesses fragmentos é um reflexo de grandes quantidades de clareiras e de baixa qualidade de vegetação. Doenças, perda de habitat e desconexão do ambiente terrestre e aquático, são considerados os três principais fatores relacionados ao declínio de populações e extinção de anfíbios no mundo (Becker, 2007). Como no nosso estudo todos os fragmentos tinham corpos d'agua, podemos indicar que a depauperação da qualidade das florestas é um quarto fator de extrema importância, por interferir na composição e riqueza de espécies de anuros em florestas tropicais.

Aqui ressaltamos a importância da manutenção das grandes áreas de floresta remanescentes e pequenos fragmentos florestais, da diversidade de micro-habitats (heterogeneidade dos fragmentos de floresta) e da qualidade destas florestas. A perda de habitat indiscutivelmente é um dos propulsores de perda de biodiversidade a nível global. Grandes áreas de floresta são indispensáveis para a conservação de anuros, devido a influência do efeito da redução da área sobre a riqueza de espécies (Almeida-Gomes, et al. 2016). Entretanto, temos que nos atentar não apenas para a conservação das florestas em sua extensão, mas também considerar a qualidade das florestas. Além disso, nossos resultados demonstram a importância e o papel de fragmentos pequenos mais bem conservados para sustentar alta riqueza de espécies. Sendo de vital importância para a conservação da biodiversidade em todo o planeta, a manutenção de toda e qualquer floresta independente de seu tamanho, apoiando a sugestão de Simberloff & Abele (1976). E contradizendo o conceito de que grandes manchas de floresta são mais importantes para a conservação que áreas pequenas, como debatido no SLOSS. Como exemplo, da relevância da complementaridade de pequenos fragmentos usamos a soma das áreas dos fragmentos de 18, 213 e 277 hectares, que juntas compõe uma área de 508 ha com uma riqueza de 10 espécies restritamente florestais, ou seja, 3 espécies a mais que um fragmento único com 576 ha e uma riqueza de 7 espécies de anuros restritamente florestais (Figura 5). Como outro exemplo, podemos comparar o fragmento de 18 hectares que apresentou bons índices de qualidade de vegetação e ocorrência de quatro espécies restritamente florestais, em comparação a fragmentos com baixo índice de qualidade de vegetação e tamanhos de 29, 45 e 81 hectares, apresentaram uma ausência total de espécies restritamente florestais (Figura 5).

Neste estudo, nós não colocamos em discussão que a soma das áreas de manchas pequenas, quando comparadas a extensões maiores de floresta, possam suportar maior riqueza de espécies. Mas que, pequenos fragmentos quando comparados com outros fragmentos proporcionalmente maiores, possam abrigar mais espécies devido a qualidade do habitat. Nossos resultados contrariam o pressuposto por Schneider-Maunoury et al. (2016), de que pequenos fragmentos seriam inóspitos para anuros restritamente florestais. Desta forma, podemos considerar não somente áreas continuas como proposto por Diamond

(1975) ou um conjunto de fragmentos como proposto por Simberloff & Abele (1976) como um modelo adequado para a conservação, sendo ambos os recortes importantes para a manutenção de anuros em florestas tropicais e ressaltando a importância de conservar toda e qualquer porção de floresta remanescente. Devido aos atuais níveis de desmatamento em que diversas florestas tropicais e subtropicais por todo o mundo, nós alertamos não apenas para a gritante perda de espécies por conta da redução das florestas, mas para uma perda de espécies silenciosa impulsionada pela perda da qualidade de vegetação e independendo da área de nossas florestas.

CONCLUSÃO

Nossos resultados indicam que os anuros não são afetados apenas pela perda e desconexão do habitat aquático e terrestre em processos de fragmentação florestal, como esperado, mas também são afetados pela qualidade dos remanescentes florestais, além disso, a manutenção de espécies restritamente florestais, dependem da qualidade do ambiente mais que o tamanho dos fragmentos. Neste cenário, pequenos fragmentos de floresta bem conservados em estrutura, tem um papel importante para a manutenção da riqueza e composição das espécies de anuros em paisagens fragmentadas tanto quanto grandes fragmentos de floresta. Como recomendação para planos de manejo em paisagens fragmentadas, este estudo indica a importância dos pequenos fragmentos e necessidade do desmatamento zero, além da preocupação em manter a qualidade das florestas que nos restam.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

Almeida-Gomes, M., Vieira, M. V., Rocha, C. F. D., Metzger, J. P., Coster, G.D. 2016. Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. *Biological Conservation,* 195: 89-96.

Almeida-Neto M., Guimarães P., Guimarães Jr P. R., Loyola R. D., Ulrich W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and quantification. *Oikos*, 117: 1227- 1239.

Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32–46.

Anderson, M.J., Crist, T. O., Chanse, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C. & Swenson, N. G. 2011. Navigating the multiple meaning of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*,14: 19-28.

Balaji, D., Sreekar, R., Rao, S. 2014. Drivers of reptile and amphibian assemblages outside the protected areas of Western Ghats, India. *Journal for Nature Conservation*, 22: 337–341.

Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., Prado, P. I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science,* 318:1775–1777.

Breheny, P. & Burchett, W. 2012. Visualizing regression models using visreg. Avaliable at: http://myweb.uiowa.edu/pbreheny/publications/visreg.pdf. (accessed 01 June 2017).

Breheny, P. & Burchett, W.2013). Visualizing regression models using visreg. Avaliable at: http://myweb.uiowa.edu/pbreheny/publications/visreg.pdf. (accessed 01 June 2017).

Breheny, P. & Burchett, W. 2017. Visualizing regression models using visreg. Avaliable at: http://myweb.uiowa.edu/pbreheny/publications/visreg.pdf. (accessed 01 June 2017).

Butchart, S. H. M. *et al*. 2015. Shortfalls and Solutions for Meeting National and Global Conservation Area Targets. *Conservation Letters*8:329-337.

Chanson, J., Hoffmann, M., Cox, N., Sturt, S. 2008. The states of the world's amphibians. In: *Threatened Amphibians of the World.* Stuart, S., Hoffmann, M., Chanson, J., Cox, N., Berridge, R., Ramani, P., & Young, B. (eds). Lynx Edicions, IUCN, and Conservation International, Barcelona, Spain; Gland, Switzerland; and Arlington, Virginia, USA,pp. 33-52.

Crump, M. L., Scott, N. J. 1994. Visual Encounter Surveys. In: Measuring and monitoring biological diversity. *Standard Methods for Amphibians*. Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, LA., Foster, M.S. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., p. 84-92.

Diamond, J.M. 1975. The Island Dilemma: Lessons of Modern Biogeographic Studies for the Design of Natural Reserves. *Biological Conservation* Vol. 7, no. 2, pp. 129–146

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

Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S., Zamudio, K.R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation,* 142: 1560–1569.

Ewers, R. M., Andrade, A., Laurance, S. G., Camargo, J. L., Lovejoy T. E., Laurance W. F. 2017. Predicted trajectories of tree community change in Amazonian rainforest fragments. *Ecography,* 40: 26–35.

Faruk, A., Balaput, D., Ahmad, N., Knell, R.J. & Garner, T.W.J. 2013. Effects of oil-palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conservation Biology*, 27: 615–624.

Ferrante, L., Angulo, A., Sacramento, M. 2014. Notes on range extension and geographic variation of calls in *Adenomera thomei* (Anura: Leptodactylidae). *Check List* (São Paulo. Online), 10: 1560-1562.

Ferrante, L., Baccaro, F.,Ferreira, E. B., Sampaio, M. F. O., Santos, T.N.S., Justino, R. C., Angulo, A. 2017. The Matrix Effect: How agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. *Journal of Biogeography*, 44:1-12.

Ferrante, L., Gaiga, R., Menegucci, R. C., Sampaio, M. F. O., Santos, T. N. S., Torres, N. K. (eds.) 2015. Frogs and Toads in farms of Cia Monte Alegre and Forest Fragments in Alfenas, Areado and Conceição dos Ouros municipalyties, Southern Minas Gerais, Brazil. The Field Museum, Chicago, USA.

Forman, T.T., Moore, P.N. 1992. Theoretical foundations for understanding boundaries in landscape mosaics. In: *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Hansen, A. J. & Di Castri, F. (eds.). Springer-Verlag, Berlin.pp. 237-258.

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

Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger. 2003. Swap algorithms in null model analysis. *Ecology*, 84: 532-535.

Haddad, C. F. B., Toledo, L. F., Prado, C.P.A., Loebmann, D., Gasparini, J.L., Sazima, I. 2013. *Guide to the amphibians of the Atlantic Forest: diversity and biology*. Anolisbooks, São Paulo, Brazil.

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., Townshend, J. R. G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342: 850-853.

Ibáñez, I., Katz, D.S.W., Peltier, D., Wolf, S.M., Connor Barrie, B.T. 2014. Assessing integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess-multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*, 102, 882–895.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Avaliable at: http://www.inpe.br. (accessed 01 June 2017).

IUCN. 2017. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2014.2. Avaliable at: http://www.iucnredlist.org. (accessed 01 February 2017).

Jamey, H. A., Weber, K. T., Gokhale, B., Chen, F. 2011. Intercalibration and Evaluation of ResourceSat-1 and Landsat-5 NDVI. *Canadian Journal Remote Sensing*, 2:213-219.

Laurance, W.F. 2008.Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141: 1731-1744.

Laurance, W.F., Curran, T.J. 2008. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. *Austral Ecology,*33: 399–408.

Leibold, M. A., G. M. Mikkelson. 2002. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. *OIKOS* 97: 237–250.

Lima, L. R., Galetti, U., Lima, C. J., Fáveri, S. B., Vaconcelos, H. L. & Neckel-Oliveira, S. 2015. Amphibians on Amazonian Land-Bridge Islands are Affected More by Area Than Isolation. *Biotropica*, 47: 369-376.

Lindenmayer, D.B., Franklin J. F. 2002. *Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach* (Island Press, Washington, DC).

MacArthur, R., Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

McCarthy, M.A., Thompson, C.J., Moore, A. L., Hugh, P. 2011. Designing nature reserves in the face of uncertainty. *Ecology Letters* 14: 470–475.

Mendenhall, C. D., Frishkoff, L. O., Santos-Barrera, G., Pacheco, J., Mesfun, E., Quijano, F. M., Ehrlich, P. R., Ceballos, G., Daily, G. C., Pringle, R. M. 2014. Countryside biogeography of neotropical reptiles and amphibians. *Ecology,* 95: 856–870.

Mendenhall, C. D.,Shields-Estrada, A., Krishnaswami, A. J., Daily, G. C. 2016. Quantifying and sustaining biodiversity in tropical agricultural landscapes. *PNAS*, 113: 14544-14551.

Myers, N., Mittermeier, R.A, Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 491: 853-858.

Myneni, R. B., Keeling, C. D., Tucker, C. J., Asrar, G., Nemani, R. R.1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, 386:698-702.

Muposhi, V. K., Gandiwa, E., Chemura,A., Bartels, P., Makuza, S. M., Madiri, T.H. 2016.Habitat Heterogeneity Variably Influences Habitat Selection by Wild Herbivores in a Semi-Arid Tropical Savanna Ecosystem. *PLoS ONE* 11: e0163084.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation: Implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 58-62.

Nery, C. V. M., Oliveira, D. B., Abreu, L. H. G. 2013. Estudo comparativo entre os índices NDVI obtidos a partir dos sensores LANDSAT 5 – TM e Ressourcessat – LISS III. *Caminhos da Geografia*, 46: 160-167.

Parvianinen. M., Luoto, M. & Heikkinen, R. K. 2010. NDVI-based producitivity and heterogeneity as indicators of plant-species richness in boreal landscapes. *Boreal Environment Research* 15: 301 – 308.

Periago, M. E., Chillo, V., Oieda R. A. 2014. Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? *Mammal Review* 45: 41–53.

R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. http://www.R-project.org/

Ranta, P., Blom, T., Niemelä, J., Joensuu, E., Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity Conserv*ation, 7: 385-403.

Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience,* 42: 412–422.

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

Rocchini D., Chiarucci A., Loiselle S. A. 2004. Testing the spectral variation hypothesis by using satellite multispectral images. *Acta Oecologica 26: 117* – 120.

Roldão, A.F., Santos, J.G., Oliveira, L.A. 2012. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião Sul e Sudoeste de Minas Gerais – MG. *Revista Geonort*e, 5: 515–525.

Rolstad, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. In: *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Gilpin, M. E. & I. Hanski (eds.). Academic Press, London. pp. 149-163.

Rouse, J. W. Jr., Haas R. H., Schell, J. A., Deering, D. E. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: Third ERTS Symposium, 1973, College Station, Tx, United States. Conference paper. College Station: Texas A&m University, p. 309 – 317.

Schneider-Maunoury, L., Lefebvre, V., Ewers, R.M., Medina- Rangel, G.F., Peres, C.A., Somarriba, E., Urbina-Cardona, N., Pfeifer, M. 2016.Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. *Biological Conservation*, 200: 207–215.

Segalla, M. V., Caramaschi, U., Cruz, C. A. G., Grant, T., Haddad, C. F. B., Garcia, P. C. A., Berneck, B. V. M. & Langone, J. A. 2016. Brazilian Amphibians: List of Species. *Herpetologia Brasileira,* 5: 34-46.

Silvano, D. L., Colli, G. R., Dixo, M. B. O., Pimenta, B. V. S., Wiederhecker, H. C. (2005). Anfíbios e Répteis, pp. 183-200. In: Rambaldi, D. M., Oliveira, D. A. S., (orgs.), Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília/DF.

Simberloff, D. S., Abele, L. G. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science,* 191: 285-286.

Simberloff, D. S., Abele, L. G. 1982. Refuge design and island biogeograpic theory - effects of fragmentation. *American Naturalist,* 120:41-56.

SOS Mata Atlântica & INPE. 2014. *SOS Mata Atlântica Foundation & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período 2012-2013.* Available at: http://www.inpe.br/noticias/arquivos/pdf/atlasrelatoriofinal.pdf. (accessed01 July 2016).

Stokstad, E. 2014. The empty forest: A beleaguered national park in Borneo hints at what can happen when animals disappear. *Science,* 345: 397-399.

Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L. & Waller, R. W. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.

Tabarelli, M., Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19: 734-739.

Tjorve, E. 2010. How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, 264: 604–612.

Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8: 127-150.

Tucker, C. J., Fung, I. Y., Keeling, C. D., Gammon, R. H. 1986. Relationship between atmospheric CO2 variations and a satellite-derived vegetation index. *Nature*, 319: 195-199.

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

Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Perez, M., Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation*, 132: 61–75.

Velleman, P., Welsch, R. 1981. Efficient computing of regression diagnostics. *American Statistics*, 35: 234–242.

Verbesselt, J., Umlauf, N., Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H., Herold, M., Zeileis, A. & Scheffer, M. 2016. Remotely sensed resilience of tropical forests. *Nature*, 6: 1028-1031.

Wanger, T.C., Iskandar, D.T., Motzek, I., Brook, B.W., Sodhi, N.S., Clough, Y. & Tscharntke, T. 2010. Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24: 795–802.

Wilcox, B. A., Murphy. D. D. 1985. Conservation strategy - effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125:879-887.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 03 dias do mês de março do ano de 2017, às 14h00, no Auditório dos PPGs ATU/CFT/ECO, Campus III, INPA/V8 reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes **membros**: O (a) Prof(a). Dr(a). **Fernanda de Pinho Werneck,** do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, o(a) Prof(a). Dr(a). **Marina Anciães,** do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, e o(a) Prof(a). Dr(a). **Luiza Magalli Pinto Henriques,** do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, tendo como **suplentes** o(a) Prof(a). Dr(a). Mário Eric Cohn-Haft, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, e o(a) Prof(a). Dr(a). William Ernest Magnusson, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a argüição pública do trabalho de **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** de **LUCAS FERRANTE DE FARIA,** intitulado: **"A SÍNDROME DAS FLORESTAS VAZIAS E A IMPORTÂNCIA DOS PEQUENOS FRAGMENTOS PARA A CONSERVAÇÃO DOS ANFÍBIOS"** orientado(a) pelo(a) Prof(a). Dr(a). Albertina Pimentel Lima do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA.

Após a exposição, o(a) discente foi arguido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

- [x] APROVADO(A)
- [ ] REPROVADO(A)
- [ ] POR UNANIMIDADE
- [x] POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrado a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof(a).Dr(a). FERNANDA DE PINHO WERNECK _____

Prof(a).Dr(a). MARINA ANCIÃES _____

Prof(a).Dr(a). LUIZA MAGALLI PINTO HENRIQUES _____

Prof(a).Dr(a). MÁRIO ERIC COHN-HAFT _____

Prof(a).Dr(a). WILLIAM ERNEST MAGNUSSON _____

ALBERTINA PIMENTEL LIMA
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia / INPA
PO 205/2016