UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - RIO CLARO

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

LUCAS AUGUSTO PEREIRA

PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E O SERVIÇO DE DISPERSÃO DE SEMENTES POR PRIMATAS: O CASO DO ESTADO DE SÃO PAULO

Rio Claro
2018

LUCAS AUGUSTO PEREIRA

PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E O SERVIÇO DE DISPERSÃO DE SEMENTES POR PRIMATAS: O CASO DO ESTADO DE SÃO PAULO

Orientador: Profa. Dra. Laurence M. V. Culot

Co-orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas.

Rio Claro
2018

P436p

Pereira, Lucas Augusto

Perturbações antrópicas e o serviço de dispersão de sementes por primatas : o caso do estado de São Paulo / Lucas Augusto Pereira. -- Rio Claro, 2018

53 p. : il., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Laurence Marianne Vincianne Culot

Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

1. Ecologia animal. 2. Ecologia das interações. 3. Primatologia. 4. Biodiversidade. 5. Dispersão de sementes. I. Título.

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

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente gostaria de agradecer a minha família, especialmente meu pai. Sem ele e seu trabalho duro diário eu não estaria aqui falando sobre macacos. Esse trabalho é para você. Agradeço minha orientadora, Laurence Culot, por ter me proporcionado, desde 2014, um grande aprendizado sobre a vida acadêmica e sobre a primatologia. Espero aprender muito com você ainda. Agradeço ao pessoal do Laboratório de Primatologia da UNESP – Rio Claro, especialmente a Vanessa, por toda ajuda nas métricas da paisagem e índices de diversidade funcional. Agradeço também ao grande Miltinho pela co-orientação e rápidas conversas. Agradeço a Dra. Carla Gestich da UNICAMP por ter cedido seu questionário sobre permeabilidade da matriz, sem o qual este trabalho estaria incompleto.

Agradeço a todo o pessoal do CBN13, por dividir grandes e divertidos momentos ao longo dessa jornada. Agradeço aos RUlers por deixar meus horários de almoço minimamente agradáveis, e também a A. A. A. “Antônio Carlos Bernardes Gomes” pelas loucuras compartilhadas. Agradeço também a todas as pessoas com as quais eu compartilhei moradia

Por fim, gostaria de agradecer as entidades de fomento a pesquisa: FAPESP e PROpe pelas bolsas concedidas e o CNPQ. Além disso, agradeço também aos funcionários e professores da UNESP pela contribuição à minha formação.

Provavelmente estou esquecendo muita gente aqui, mas para todos aqueles que sentirem que de alguma forma contribuíram, fica aqui o meu muito obrigado por tudo.

“I am tempted to give one more instance showing how plants and animals, remote in the scale of nature, are bound together by a web of complex relations”

Charles Darwin (1859)

“What escapes the eye, however, is a much more insidious kind of extinction: the extinction of ecological interactions.”

Daniel H. Janzen (1974)

RESUMO

A fragmentação, perda e conversão de habitats naturais em matrizes antrópicas são grandes ameaças à biodiversidade. Seus efeitos sobre os organismos são avaliados através da riqueza de espécies. Entretanto, a riqueza não expõe as consequências da perda de espécies para o funcionamento de ecossistemas e, nesse sentido, medidas de diversidade funcional são necessárias. Em florestas tropicais, os primatas representam entre 25 a 40% da biomassa de frugívoros, desempenhando um importante papel como dispersores de sementes. Assim, esta pesquisa teve como objetivo avaliar como a fragmentação de habitat e a heterogeneidade da paisagem afetam a riqueza específica e o serviço de dispersão de sementes oferecido por primatas em remanescentes florestais na Mata Atlântica do estado de São Paulo, um bioma fragmentado e com alta diversidade de primatas. Com base em uma revisão bibliográfica, selecionamos comunidades de primatas dentro do estado, além de informações sobre características funcionais desses animais relacionadas a dispersão de sementes (efeito) e características relacionadas a resiliência dessas espécies frente às perturbações (resposta). Em seguida, testamos a relação entre índices de diversidade funcional calculados com base nessas características e as seguintes métricas da paisagem: área do fragmento, isolamento médio, conectividade funcional, distância a área urbana e permeabilidade da matriz. Nossos resultados mostram que a riqueza específica de primatas é afetada negativamente pelo isolamento das manchas de habitat. Por sua vez, área do fragmento se relaciona negativamente com aspectos da diversidade funcional analisados com base em características de resposta e de efeito. Por último, nossos resultados mostram que comunidades rodeadas por usos da terra menos permeáveis, resultam em uma menor regularidade funcional em características relacionadas com o processo de dispersão de sementes. Este trabalho representa os primeiros esforções em compreender a resposta de comunidades de primatas frente a perturbações antrópicas, usando índices de diversidade funcional. Além disso, essa é a primeira vez que índices de diversidade funcional são usados para compreender a dinâmica de uma única função.

Palavras-chave: fragmentação, diversidade funcional, frugivoria, Mata Atlântica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 6
2. OBJETIVOS E HIPÓTESES 9
3. MATERIAIS E MÉTODOS 11
3.1 Áreas de estudo e espécies de interesse 11
3.2 Comunidades de primatas e métricas da paisagem 12
3.3 índices de diversidade funcional 16
3.4 Análise de dados e modelos 20
4. RESULTADOS 22
4.1 Riqueza específica e a estrutura da paisagem 22
4.2 Diversidade funcional para características de resposta e estrutura da paisagem 24
4.3 Diversidade funcional para características de efeito e estrutura da paisagem 24
5. DISCUSSÃO 29
5.1 Riqueza específica e a estrutura da paisagem 29
5.2 Diversidade funcional para características de resposta e estrutura da paisagem 31
5.3 Diversidade funcional para características de efeito e estrutura da paisagem 33
6. OBSERVAÇÕES FINAIS 35
7. REFERÊNCIAS 32
APÊNDICES 43

1. INTRODUÇÃO

A atual crise da biodiversidade, caracterizada pelo declínio populacional de várias espécies no mundo todo, vem se tornando uma questão central da biologia da conservação (DIRZO et al., 2014; CEBALLOS et al., 2015). A intensificação do uso da terra devido a atividades antrópicas, tais como agricultura, pecuária e expansão de áreas urbanas, corresponde a um dos principais fatores que impulsionam esse declínio, através da destruição e degradação de habitats (NEWBOLD et al., 2015). Achard et al. (2014) mostram que a perda anual de cobertura vegetal nas florestas tropicais nas últimas duas décadas chega a 8 milhões de hectares. Essa destruição de habitat frequentemente leva ao processo de fragmentação, processo este que ocorre em escala de paisagem e que diz respeito tanto à remoção de habitat original quanto à sua subdivisão em pequenos remanescentes florestais dispersos e isolados uns dos outros (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2009).

Através da redução do tamanho dos remanescentes, do aumento no isolamento e na proporção de bordas onde os remanescentes florestais entram em contato com habitats modificados, o processo de fragmentação faz emergir efeitos negativos consistentes sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015). Através da redução do tamanho dos remanescentes há perda na variedade de habitats disponíveis, bem como diminuição na extensão de recursos, o que resulta em declínios populacionais e possíveis extinções locais (EWERS; DIDHAM, 2006). Ainda, o aumento no isolamento limita o movimento das espécies entre os remanescentes, afetando assim a dinâmica de colonização ou recolonização destes (EWERS; DIDHAM, 2006; HADDAD et al., 2015).

Durante muitos anos, as pesquisas relacionadas aos efeitos da fragmentação de habitat sobre a biodiversidade tinham como arcabouço teórico a teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1967), e muitos desses trabalhos abordavam os remanescentes florestais como ilhas de habitat inseridas em uma matriz antrópica uniforme e inóspita (HAILA, 2002). Entretanto, essa abordagem binária da paisagem apresenta sérias limitações, e alguns dados empíricos vem mostrando o importante papel que a matriz e sua heterogeneidade desempenham para a suplementação da dieta de espécies ameaçadas que residem em remanescentes florestais (ASENSIO et al., 2009; POZO-MONTUY et al., 2013), um

processo ecológico conhecido como complementação da paisagem (DUNNING; DANIELSON & PULLIAM, 1992; POPE; FAHRIG & MERRIAM, 2000). Além disso, a matriz pode influenciar a composição de comunidades vegetais, mediando a movimentação de polinizadores (DICK; ETCHELECU & AUSTERLITZ, 2003) e dispersores de sementes (BOYLE; SMITH, 2010).

Muitos estudos avaliam a extensão dos efeitos da estrutura da paisagem sobre a biodiversidade através de uma abordagem taxonômica, isto é, através da riqueza de espécies. Entretanto, por mais que a riqueza seja extensivamente utilizada, ela é uma abordagem quantitativa incipiente, pois as espécies participam de processos ecológicos que impulsionam e preservam o funcionamento de ecossistemas de maneiras diferentes (TILMAN et al., 1997; GAGIC et al., 2015). Como consequência, tendo esse ponto de vista em perspectiva, pesquisadores vêm se utilizando de índices de diversidade funcional, que permitem compreender a composição de espécies em uma comunidade segundo suas funções e similaridades ecológicas (TILMAN et al., 1997; DÍAZ; CABIDO, 2001; BUENO et al., 2013). A diversidade funcional, sendo um aspecto da biodiversidade, avalia a distribuição das espécies em um espaço multidimensional de nichos ecológicos condicionado pelas características ecológicas das espécies, permitindo a análise das consequências de perturbações antrópicas sobre o funcionamento de comunidades e ecossistemas (VILLÉGER; MASON & MOUILLOT, 2008; MOUILLOT et al., 2013). Entretanto, poucos estudos foram realizados com comunidades de mamíferos (SAFI et al., 2011; MAGIOLI et al., 2015) e a diversidade funcional nunca foi avaliada para comunidades de primatas em particular.

A ordem Primata corresponde a um dos grupos de mamíferos mais ricos em número de espécies, com sua maior diversidade encontrada na região neotropical (RYLANDS; MITTERMEIER & SILVA JR., 2012). Ao mesmo tempo, das 504 espécies existentes, por volta de 60% encontram-se ameaçadas de extinção, sofrendo intensamente com pressões antrópicas tais como agricultura, pecuária, exploração madeireira e caça (CHAPMAN; PERES, 2001; ESTRADA et al., 2017). Essa é uma situação crítica, pois os primatas são elementos essenciais da regeneração florestal e manutenção de comunidades vegetais, atuando como efetivos dispersores de sementes (LAMBERT; GARBER, 1998). Nas florestas tropicais eles representam entre 25 a 40% da biomassa de frugívoros, desempenhando uma função chave para

o funcionamento desses ecossistemas (CHAPMAN, 1995), assim sendo, as florestas tropicais representam pontos de interesse para compreender o desempenho do processo de dispersão de sementes por primatas frente a fragmentação de habitat e intensificação do uso da terra.

A América do Sul apresenta três vezes mais fragmentos florestais do que outros continentes (HARCOURT; DOHERTY, 2005). Muitos desses fragmentos encontram-se na Mata Atlântica brasileira, um ecossistema tropical continuamente degradado onde mais de 80% de seus fragmentos são menores do que 50ha e que apresenta apenas 11.4% da sua cobertura vegetal original (RIBEIRO et al., 2009). Entretanto, apesar do alto grau de fragmentação, a Mata Atlântica é considerada um hotspot de biodiversidade (MYERS et al., 2000) abrigando uma grande diversidade de primatas (24 espécies). Apesar de preservar as maiores áreas contínuas de Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009), o estado de São Paulo apresenta muitos remanescentes florestais inseridos principalmente em uma matriz dominada pela monocultura de cana-de-açúcar (BECA et al., 2017) e mesmo os grandes contínuos florestais que abrigam primatas e outros mamíferos sofrem consideravelmente com perturbações antrópicas (GALETTI et al., 2016).

Neste contexto, dado a importância dos primatas como dispersores de sementes em florestas tropicais, e tendo em vista a ampla gama de pressões antrópicas que os mesmos sofrem, o presente projeto pretendeu avaliar, através da utilização de índices de diversidade funcional e uma análise integrativa da paisagem (ARROYO-RODRÍGUEZ; FAHRIG, 2014), como a fragmentação de habitat e a heterogeneidade da paisagem influenciam o processo de dispersão de sementes na Mata Atlântica do estado de São Paulo.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

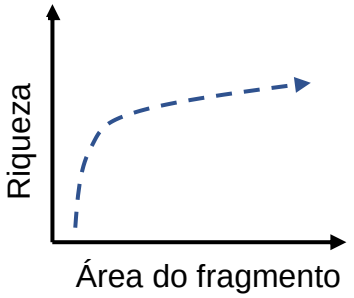
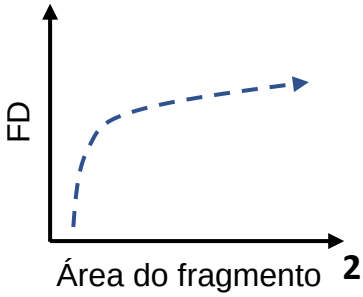
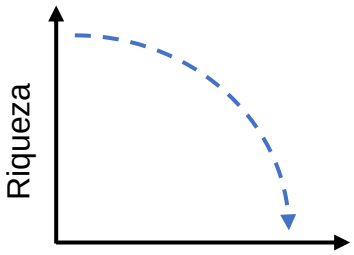
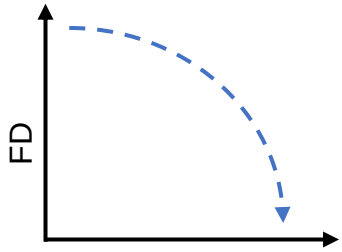
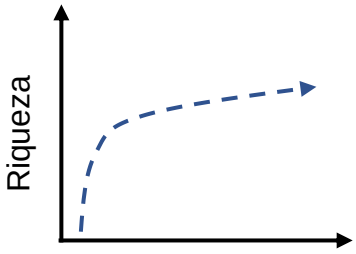
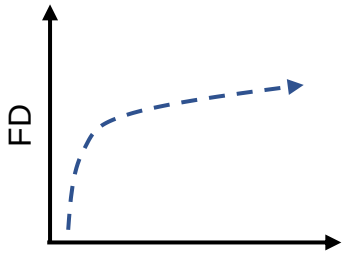
Esse projeto teve como objetivo geral avaliar como a fragmentação de habitat e heterogeneidade da paisagem afetam a riqueza específica e o serviço de dispersão de sementes oferecido por primatas em remanescentes florestais na Mata Atlântica do estado de São Paulo. O objetivo específico foi:

- Avaliar a amplitude dos efeitos das perturbações antrópicas sobre a diversidade funcional e riqueza específica de cada área de estudo.

Espera-se uma diminuição da riqueza específica com a redução da área do fragmento, de acordo com as observações feitas por Harcourt e Doherty (2005) (tabela 1, gráfico A-1). Também se espera uma relação semelhante entre a perda de riqueza específica e o aumento da fragmentação *per se* (tabela 1, gráfico B-3), que se caracteriza pelo aumento do isolamento e diminuição da conectividade. Com relação à permeabilidade da matriz, é esperado que quanto mais permeáveis sejam os diferentes tipos de matriz ao redor das áreas de estudo, maior seja a riqueza específica (tabela 1, gráfico C-5) e diversidade funcional (tabela 1, gráfico C-6), tendo em vista que da Silva et al (2015) demonstraram que matrizes mais permeáveis influenciam a ocorrência de algumas espécies de primatas em fragmentos, além de a matriz exercer grande influência sobre a abundância de primatas (POZO-MONTUY; SERIO-SILVA; BONILLA-SÁNCHEZ, 2011).

De acordo com Jernvall e Wright (1998), em escala continental, a América do Sul pode apresentar certa redundância de funções entre as espécies de primatas que ocorrem em diferentes biomas como, por exemplo, o gênero *Ateles* sp*.* na Amazônia e o gênero *Brachyteles* sp*.* na Mata Atlântica, que compartilham o mesmo nicho de alimentação (ROSENBERGER, 1992). Entretanto, na escala regional da Mata Atlântica no estado de São Paulo espera-se pouca redundância funcional, pois as dez espécies de primatas que ocorrem no estado de São Paulo estão distribuídas em seis gêneros (*Brachyteles* sp*., Alouatta* sp*., Sapajus* sp*., Callicebus* sp*., Leontopithecus* sp*., Callithrix* sp.), cada qual apresentando características funcionais relativamente diferentes. Como consequência, a perda de uma espécie pode resultar na perda de um aspecto funcional da dispersão de sementes. Nesse sentido, esperamos que os índices de diversidade funcional se relacionem com as perturbações antrópicas da mesma forma que a riqueza específica (tabela 1).

Tabela 1 - Hipóteses relacionando perturbações antrópicas com riqueza específica e diversidade funcional (FD). A linha B se refere ao conjunto das métricas de isolamento médio e conectividade funcional, que correspondem ao processo de fragmentação *per se.*

Variável preditora	Riqueza	FD
A **Perda de habitat**	 **1**	 **2**
B **Fragmentação *per se***	 **3**	 **4**
C **Permeabilidade da matriz**	 **5**	 **6**

Fonte: elaborado pelo autor

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO E ESPÉCIES DE INTERESSE

A Mata Atlântica já foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, originalmente cobrindo uma extensão de 150 milhões de hectares (RIBEIRO et al., 2009). Contudo, desde o século XVI, com a chegada dos primeiros europeus, a Mata Atlântica foi palco de uma massiva expansão agrícola durante o período colonial, seguida de uma rápida industrialização e desenvolvimento urbano (DEAN, 1995; RIBEIRO et al., 2011). Atualmente, a Mata Atlântica cobre por volta de 12% da sua extensão original e mais de 80% dos remanescentes florestais são menores que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009), um cenário que reflete essa exploração histórica. No estado de São Paulo não é diferente, onde a cultura do café foi o principal agente transformador da paisagem do estado (KUPPER, 1999). Estima-se que antes do cultivo do café, 80% a 70% do estado era coberto por vegetação natural. Contudo, de 1854 para cá a expansão cafeeira e o posterior desenvolvimento da cultura de cana-de-açúcar diminuiu essa cobertura vegetal para menos de 10% (KRONKA et al., 2005), com os grandes contínuos florestais localizados na região costeira da Serra do Mar.

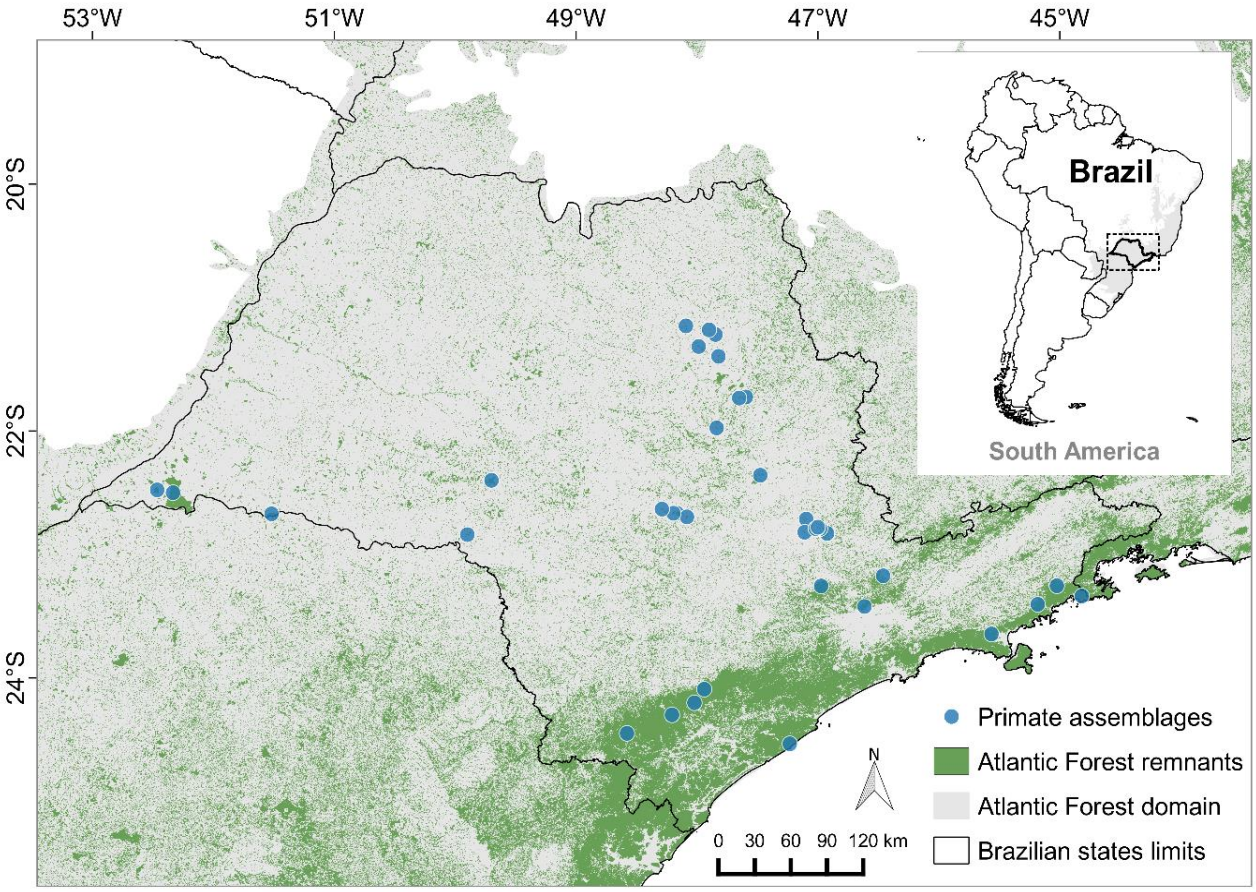
Nesta paisagem degradada e fragmentada, o estado de São Paulo abriga nove espécies de primatas. Duas espécies de micos-leões, Mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*, MIKAN, 1823), espécie endêmica do estado de São Paulo e ameaçada, ocorrendo no oeste do estado e com sua maior população no Parque Estadual do Morro do Diabo na região do Pontal do Paranapanema; Mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*, LORINI & PERSSON, 1990), espécie criticamente em perigo, ocorrendo no litoral sul do estado na região do Ariri em Cananéia/SP. O Muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*, E. GEOFFROY, 1806), tido como o maior primata neotropical, endêmico da Mata Atlântica ocorrendo em remanescentes florestais bem preservados do estado de São Paulo, Rio de Janeiro e Paraná. Duas espécies de bugios, o Guariba-ruivo (*Alouatta guariba*, CABRERA, 1940), ocorrendo na região leste do Brasil e na Argentina; o bugio-preto (*Alouatta caraya*, HUMBOLDT, 1812), espécie de ampla distribuição em vários biomas, ocorrendo na região norte/nordeste do estado de São Paulo. O guigó (*Callicebus nigrifrons*, SPIX, 1823), que ocorre em uma extensa área do sudeste brasileiro, incluindo uma porção norte-leste do estado. O Macaco-prego (*Sapajus nigritus*,

GOLDFUSS, 1809), espécie de ampla distribuição no sudeste e ocorrendo em todo o estado. Uma espécie de sagui introduzido, Sagui-de-tufo-branco (*Callithrix jacchus*, LINNAEUS, 1758), e duas nativas, Sagui-de-tufo-preto (Callithrix penicillata, E. GEOFFROY, 1812), ocorrendo na porção norte do estado, e o Sagui da serra escuro (Callithrix aurita, E. GEOFFROY, 1812), espécie ameaçada com sua distribuição no litoral e na região leste do estado.

3.2. COMUNIDADES DE PRIMATAS E MÉTRICAS DA PAISAGEM

Foi realizada uma ampla revisão bibliográfica na plataforma *Google Scholar* através das seguintes palavras e termos-chave: *"surveys", "primates", "community", "assemblage", "mammals", "Atlantic Forest", "Habitat fragmentation", "fragments"*, afim de compilar informações sobre censos populacionais e levantamentos de primatas em remanescentes florestais de Mata Atlântica no estado de São Paulo. Essa compilação de dados foi focada inicialmente em estudos que apresentavam dados de abundância e/ou densidade das populações, entretanto, devido a carência de dados dessa natureza, mudamos o foco para dados de presença apenas. Essa compilação resultou em um conjunto de 38 áreas de estudo abrigando comunidades de primatas dispostas ao longo de remanescentes florestais dentro do estado e apresentando diferentes níveis de perturbações antrópicas (Figura 1).

Figura 1: mapa com a disposição das comunidades de primatas na Mata Atlântica do estado de São Paulo



Fonte: elaborado pelo autor

Após a compilação das informações sobre comunidades de primatas, foi calculado para cada área de estudo as métricas de área do fragmento, isolamento médio, conectividade funcional e distância a área urbana dentro do software GRASS GIS. Todas essas métricas utilizaram como base um mapa de floresta e não floresta da Mata Atlântica construído através de outras bases de dados (RIBEIRO et al., 2009, S.O.S. Mata Atlântica e Instituto Florestal). Segue abaixo a descrição de cada uma das métricas:

- **Área do fragmento (ha):** área, em hectare, de cada área de estudo extraída do mapa de floresta e não floresta.
- **Isolamento médio (m):** Foi criado um buffer de 1 km ao redor de cada área de estudo e, com base no mapa de floresta e não floresta, foi criada uma matriz

de distância do fragmento focal até os fragmentos mais próximos dentro do buffer e através dessa matriz foi calculada uma distância média.

- **Conectividade funcional (ha):** diz respeito a quantidade de área florestal conectada levando-se em consideração a capacidade de dispersão das espécies analisadas. Inicialmente seria analisada através de diferentes raios, de 100m a 1500m, contudo, de acordo com Galán-Acedo et al. (2018) a escala de efeito na qual primatas respondem de forma mais eficiente a estrutura da paisagem atinge um limite em 400m. Com isso, fizemos o cálculo de conectividade para três raios, 200m, 300m e 400m. Em seguida foi rodada uma ACP (Análise de Componentes Principais) para selecionar o raio com maior poder explicativo, sendo o raio de 400m o selecionado.
- **Distância a área urbana mais próxima (m):** utilizando o mapa de centros urbanos fornecido pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) foi extraída a distância euclidiana das áreas de estudo até o centro urbano mais próximo.

Por sua vez, a métrica de permeabilidade da matriz foi calculada no programa QGIS utilizando a extensão Semi-Automatic Classification Plugin (SCP), que possibilita a classificação pixel a pixel de forma semiautomática ou supervisionada de imagens de satélite. A classificação foi feita na escala 1:5.000 e dentro de um buffer de 1km a partir da borda de cada área de estudo. Nesse processo foram utilizadas imagens do sensor LANDSAT-8 que variam em período de extração de 2014 a 2018. Foram classificadas as seguintes classes de cobertura e uso da terra:

- **Floresta:** cobertura de formações florestais naturais.
- **Floresta Plantada:** áreas cobertas por silvicultura, principalmente *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp.
- **Cultivo Arbóreo:** plantações de citros e café e outras culturas caracterizadas por um extrato arbustivo/arbóreo.
- **Cultivo Não Arbóreo:** plantações de Cana-de-açúcar, soja e hortaliças.
- **Pecuária:** áreas destinadas a pastagem e pastos em regeneração.
- **Área Não Vegetada:** áreas que apresentam solo exposto e vegetação muito rasteira. Áreas que apresentam rotação de culturas.
- **Construções:** áreas com infraestrutura urbana e estradas pavimentadas.

- **Corpo d'Água:** Rios, lagos, represas e mar.

Com base nessa classificação, utilizamos um questionário cedido pela Dra. Carla Gestich da UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas), que tinha como objetivo compreender como características da paisagem influenciam a ocorrência de espécies de primatas no interior do estado de São Paulo. Mais especificamente, esse questionário tinha como alvo primatas do gênero *Alouatta* sp., *Sapajus* sp., *Callicebus* sp. e *Callithrix* sp. Esse questionário foi respondido por 30 pesquisadores que trabalham ou trabalharam com primatas da Mata Atlântica, onde os mesmos atribuíram valores de 1 a 100 para as classes de cobertura e uso da terra descritos acima, sendo 1 a classe de cobertura mais permeável e 100 a menos permeável ao movimento dos animais. Os pesquisadores atribuíram esses valores para cada um dos gêneros citados acima. Com os valores atribuídos por esses pesquisadores, calculamos a média para cada um dos gêneros separadamente. Em seguida, com base nos valores médios por gênero, obtivemos um valor médio de permeabilidade para cada classe de cobertura da terra para primatas de modo geral. Após a obtenção desses valores foi calculado o índice de permeabilidade da matriz (Figura 2) elaborado por Silva et al. (2015), que é calculado como segue:

Figura 2: Índice de Permeabilidade da Matriz

$$\mathrm{MPIb} = \frac{\sum(\mathrm{PVs} * \mathrm{As})}{\mathrm{Ab}}$$

Fonte: Silva et al. (2015)

MPIb = índice de permeabilidade da matriz no ponto b; PVs = valor de permeabilidade do tipo de cobertura da terra s; As = área ocupada pelo tipo de cobertura da terra s; Ab = área total do buffer no ponto b; b = fragmento ou floresta contínua; s = tipo de cobertura da terra.

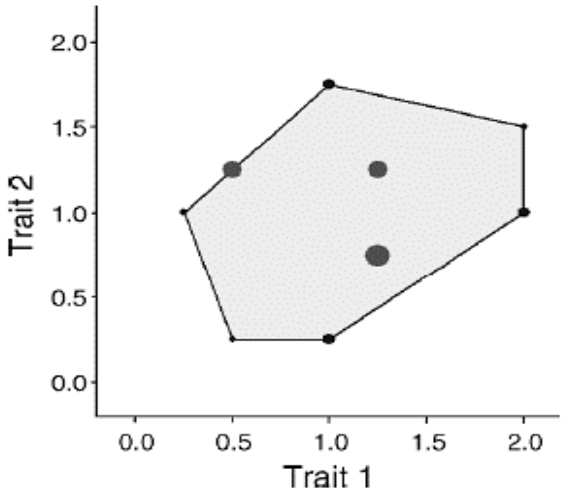
3.3. ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

Em paralelo à compilação de informações sobre comunidades de primatas, foi desenvolvido um conjunto de dados sobre características funcionais dos primatas relacionadas de forma direta e indireta com o processo de dispersão de sementes (Tabela 2). Esse conjunto de dados foi elaborado também através de uma revisão na literatura através da plataforma *Google Scholar* utilizando as seguintes palavras e termos-chave: *"seed dispersal", "diet", "home range", "feeding ecology", "activity budget"* juntamente com o nome de cada espécie de primata que ocorre dentro do estado de São Paulo.

Com esse conjunto de dados de características funcionais, foram calculados no software R com o pacote *FD* (função dbFD) quatro índices multidimensionais de diversidade funcional definidos por Villéger, Mason & Mouillot (2008) e adaptados por Laliberté & Legendre (2010):

- **FRic (Functional Richness):** que representa a riqueza funcional de uma comunidade. Ele analisa o volume ocupado pelas espécies em um espaço multidimensional de características, a partir dos valores de cada característica (Figura 3):

Figura 3: FRic - Functional Richness



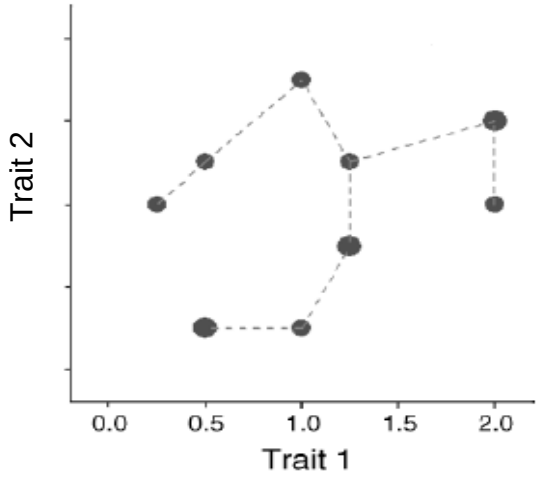
Fonte: Villéger et al. (2008)

Medida de riqueza funcional, onde os pontos representam as espécies e seus respectivos valores para cada característica. O diâmetro dos pontos representa a abundância relativa

das espécies. A partir da disposição dos valores no espaço funcional, o índice mede o volume ocupado por todas as espécies.

- **FEve (Functional Evenness):** que descreve a regularidade funcional, isto é, analisa a regularidade da distribuição de abundância das espécies no volume descrito no espaço multidimensional de características (Figura 4):

Figura 4: FEve - Functional Evenness

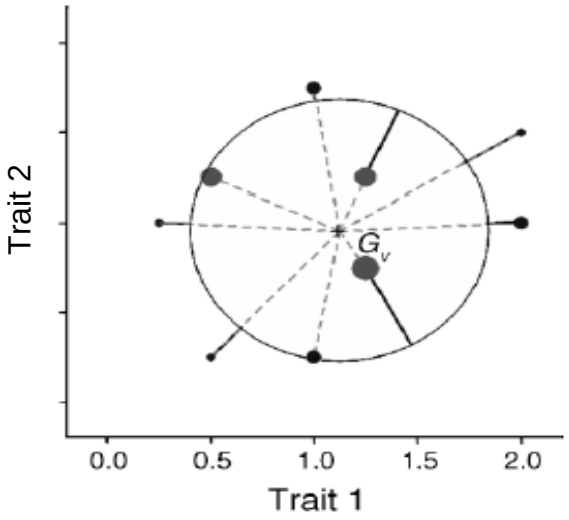


Fonte: Villéger et al. (2008)

A regularidade funcional mede o quão regular é o espaçamento entre as espécies dentro do espaço multidimensional de características. Além disso, analisa a uniformidade da distribuição de abundancia entre as espécies.

- **FDiv (Functional Divergence):** que analisa o desvio das distâncias da média das características funcionais ponderada pela abundância dentro do espaço multidimensional de características (figura 5):

Figura 5: FDiv – Functional Divergence

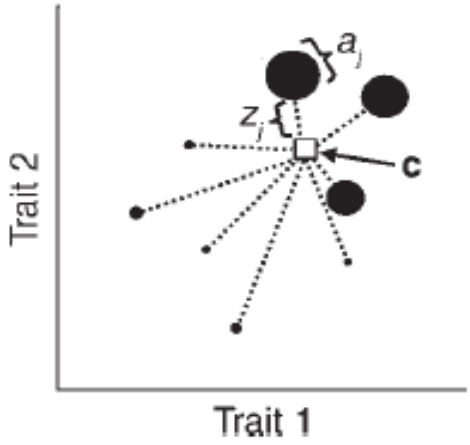


Fonte: Villéger et al. (2008)

G_V representa o centro de gravidade das características funcionais das espécies, e o círculo preto representa a distância média ao centro de gravidade. A divergência funcional mede o quanto as espécies desviam funcionalmente da média (linhas pretas ligadas ao círculo).

- **FDis (Functional Dispersion):** que considera tanto a riqueza quanto a divergência funcional para calcular a distância média das espécies ao centroide de todas as espécies no espaço multidimensional, podendo ser ponderada pela abundância das espécies (figura 6):

Figura 6: FDis – Functional Dispersion



Fonte: Laliberté & Legendre (2010)

O índice de dispersão funcional considera tanto a riqueza quanto a divergência funcional. Neste caso, a localização do centro de gravidade (C) é deslocada para as espécies mais abundantes (a_j). As distâncias individuais (z_j) são ponderadas pelos valores de abundância para o cálculo da dispersão.

Subdividimos o conjunto de características funcionais em características de resposta (Specific Response Function) e características de efeito (Specific Effect Function), de acordo com Díez et al. (2013). As características de resposta são características relacionadas com a capacidade das espécies persistirem e responderem a mudanças e perturbações ambientais, aqui se referindo a fragmentação e perda de habitat. As características de efeito se referem a características das espécies que exercem efeitos sobre processos ecossistêmicos, sendo esse conjunto formado pelas características relacionadas ao processo de dispersão de sementes (Tabela 2).

Tabela 2: características funcionais dos primatas subdivididas em características de resposta (Specific Response Funcition) e características de efeito (Specific Effect Function).

Características funcionais	Características de resposta	Características de efeito
Tamanho corporal (g)	✓	✓
Tamanho de grupo	✓	
% de frutos na dieta	✓	✓
% de folhas na dieta	✓	✓
% de matéria animal na dieta	✓	✓
Nº de gêneros de frutos ingeridos		✓
% do tempo em vegetação de 0 - 5m	✓	
% do tempo em vegetação de 6 - 15m	✓	
% do tempo em vegetação > 15m	✓	
Especialista ou generalista	✓	
Distância diária percorrida (m)	✓	
Área de vida (ha)	✓	
Padrão de deposição das sementes		✓
Tempo médio de passagem pelo trato digestório (h)		✓
Largura média das sementes dispersas (cm)		✓
Comprimento médio das sementes dispersas (cm)		✓
Largura máxima das sementes dispersas (cm)		✓
Comprimento máximo das sementes dispersas (cm)		✓
Efeito sobre a germinação		✓

Fonte: elaborado pelo autor

3.4. ANÁLISE DE DADOS E MODELOS

Antes de gerar todos os modelos, avaliamos a existência de colinearidade entre as métricas da paisagem utilizando o fator de inflação de variância (Variance Inflation Factor ou VIF) de acordo com Zuur et al. (2010). Métricas com VIF > 2 foram retiradas dos modelos. Dessa maneira, a retirada da métrica “distância a área urbana mais próxima” permitiu eliminar os efeitos de colinearidade.

Testamos a relação entre riqueza específica e as métricas da paisagem através de modelos aditivos generalizados mistos (GAMM). Em seguida, testamos a relação entre os índices de diversidade funcional, calculados tanto para características de

resposta quanto para características de efeito, com as métricas da paisagem também através de GAMM. Devido à proximidade de muitas áreas de estudo, os modelos tiveram a adição das coordenadas geográficas de cada área como fator aleatório, permitindo aos modelos levarem em consideração a existência de auto correlação espacial entre as áreas de estudo. Os modelos foram gerados no software R com o pacote *mgcv* (função gamm). Os melhores modelos foram selecionados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC), sendo os modelos com $\Delta AIC \leq 2.0$ e $wAIC \geq 0.1$ igualmente plausíveis (BURNHAM; ANDERSON, 2003). A seleção dos modelos foi feita utilizando o pacote *bblme* (BOLKER et al., 2008).

4. RESULTADOS

4.1. RIQUEZA ESPECÍFICA E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

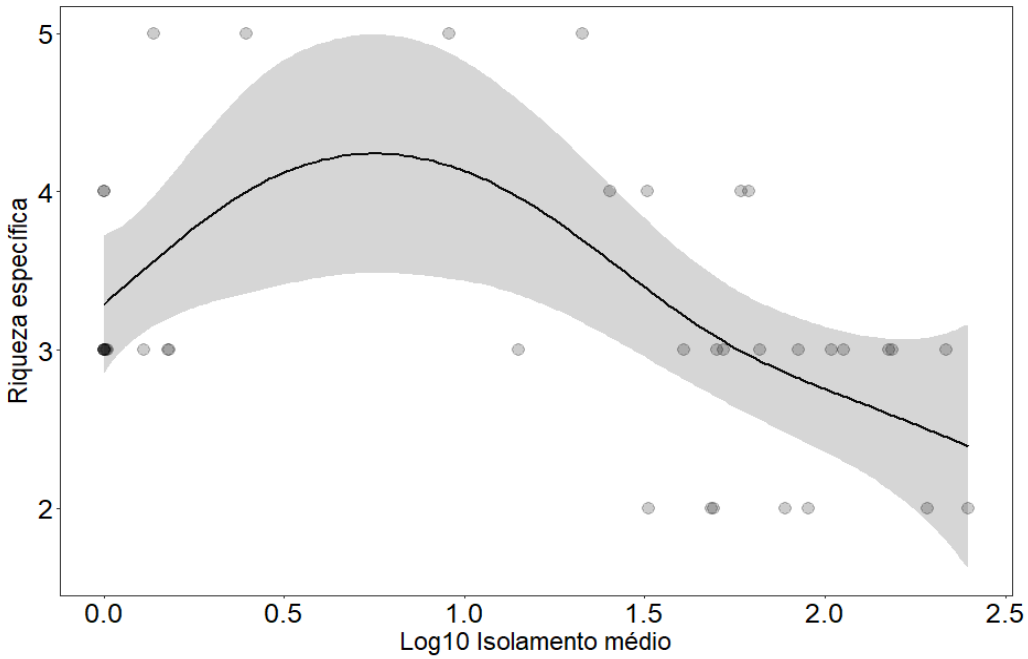
Avaliando os modelos gerados para riqueza específica, o isolamento médio influencia negativamente a riqueza em comunidades de primatas (Tabela 3, R^2-ajustado=0.20, F=6.365, $p < 0.001$), com riqueza específica baixa em áreas mais isoladas (Figura 6). O isolamento médio ganha maior poder explicativo (R^2-ajustado= 0.29, F=12.213, $p < 0.001$) quando combinado com a conectividade funcional (Tabela 3, Figura 7).

Tabela 3: Resultados dos modelos mais plausíveis testando a relação entre riqueza específica (Richness) e as métricas de isolamento médio (Iso) e conectividade funcional (Connect), e a contribuição de cada variável ao poder explicativo do modelo. '****' $p < 0.0001$; '***' $p < 0.001$; '**' $p < 0.01$; '*' $p < 0.05$.

Modelo e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R^2 ajustado
Richness ~ Iso			0.0	0.4740	0.201
s(Iso)	6.365	0.0006***			
Richness ~ Connect + Iso			0.5	0.3718	0.292
s(Connect)	3.725	0.0178*			
s(Iso)	12.213	< 0.0001****			

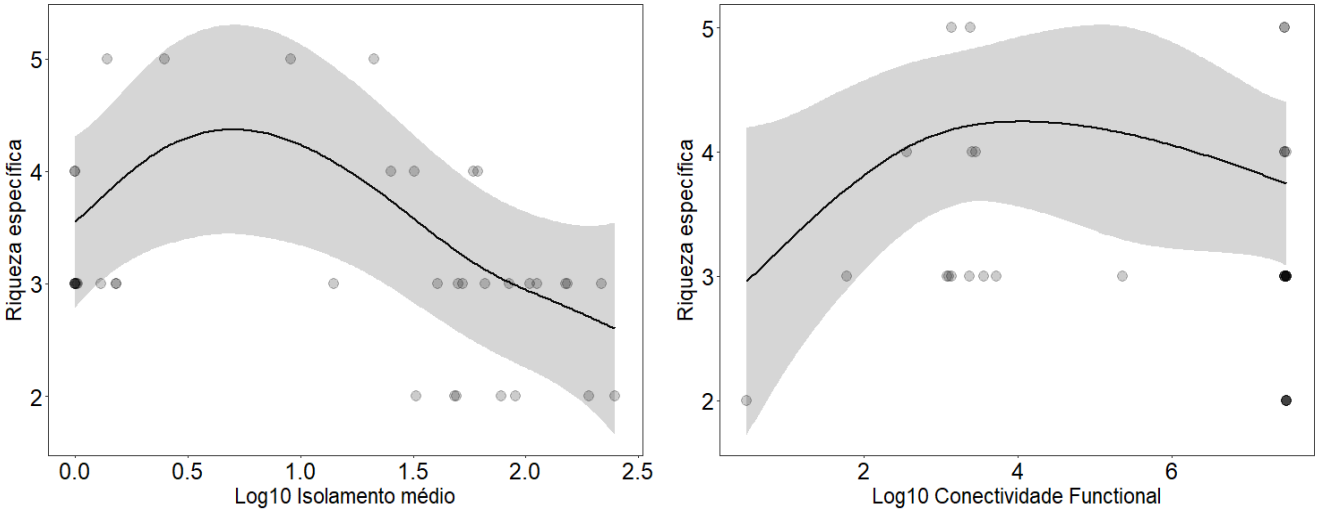
Fonte: *e*laborado pelo autor

Figura 6: Riqueza específica em função de isolamento médio



Fonte: elaborado pelo autor

Figura 7: Riqueza específica em função de isolamento médio e conectividade funcional



Fonte: elaborado pelo autor

4.2. DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA CARACTERÍSTICAS DE RESPOSTA E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

Nenhuma métrica da paisagem pôde explicar a variação na riqueza funcional (FRic) calculada com base em características de resposta (Tabela 4, Apêndice C), contudo, a métrica de isolamento médio se aproxima da significância, mas não explica a variação (R^2-ajustado=0.16, F=3.319, p=0.057). A variação na regularidade funcional (FEve) é explicada pela área do fragmento em conjunto com isolamento médio (Tabela 4), com o FEve sendo afetado positivamente pela área do fragmento até um certo limite, no qual aparenta se tornar constante (Figura 8). Semelhante a riqueza funcional, a divergência funcional (FDiv) não pôde ser explicada por nenhuma métrica da paisagem (Tabela 4, Apêndice C). Por sua vez, a dispersão funcional (FDis) é afetada positivamente pela área do fragmento (Tabela 4, R^2-ajustado=0.61, F=12.29, $p < 0.001$), com FDis aumentando com o aumento da área (Figura 9). Quando em conjunto com a conectividade funcional, a área do fragmento adquire maior poder explicativo sobre a dispersão funcional (R^2-ajustado=0.83, F=26.797, $p < 0.001$).

4.3. DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA CARACTERÍSTICAS DE EFEITO E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

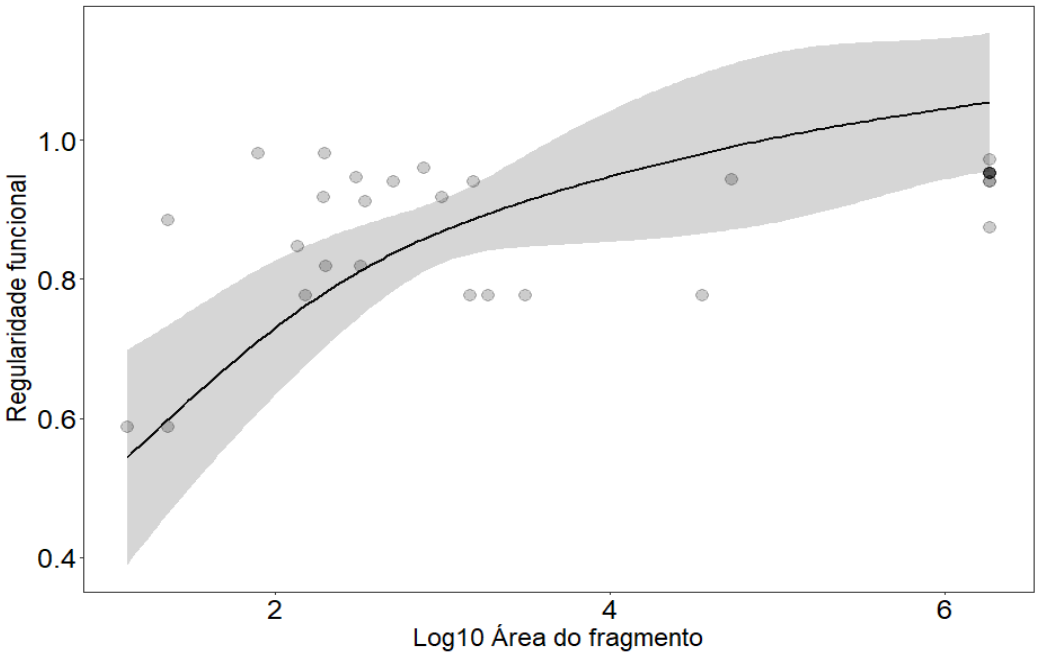
Da mesma forma que o FRic para características de resposta, a riqueza funcional para características de efeito não pôde ser explicada por nenhuma métrica da paisagem (Tabela 5, Apêndice D). A variação na regularidade funcional para características de efeito é explicada pela permeabilidade da matriz (tabela 5, R^2-ajustado=0.24, F=10.61, p=0.002), com o FEve sendo afetado negativamente por áreas ao redor de matrizes menos permeáveis (Figura 10). Mais ainda, a área do fragmento também exerce efeito sobre FEve (Tabela 5, R^2-ajustado=0.21, F=8.624, p=0.006), sendo este último afetado positivamente por áreas maiores (Figura 11). Os modelos não mostraram nenhuma relação significativa entre divergência funcional (FDiv) e as métricas da paisagem (Tabela 5). Já a dispersão funcional é afetada negativamente pela área do fragmento (Tabela 5, R^2-ajustado=0.41, F=15.42, $p < 0.001$), onde FDis diminui com o aumento da área (Figura 12).

Tabela 4: modelos plausíveis testando a relação entre os índices de diversidade funcional (FRic - riqueza funcional, FEve - regularidade funcional, FDiv - divergência funcional, FDis - dispersão funcional) calculados com base em características de resposta e métricas da paisagem: área do fragmento (Area), conectividade funcional (Connect), isolamento médio (Iso) e permeabilidade da matriz (MPI). Os modelos com ΔAIC ≤ 2.0 e wAIC ≥ 0.1 foram considerados igualmente plausíveis. '****' $p < 0.0001$; '***' $p < 0.001$; '**' $p < 0.01$; '*' $p < 0.05$.

Modelos e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R^2 ajustado
FRic ~ Iso			0.0	0.4118	0.169
s(Iso)	3.319	0.0574			
FRic ~ MPI			0.2	0.3650	0.067
s(MPI)	3.871	0.0586			
FEve ~ Area			2.1	0.147	0.429
s(Area)	6.142	0.0047**			
FEve ~ Area + Iso			0.0	0.425	0.436
s(Area)	6.759	0.0045**			
s(Iso)	6.726	0.0153*			
FDiv ~ Iso			0.1	0.245	0.020
s(Iso)	1.664	0.2070			
FDiv ~ MPI			0.0	0.252	0.026
s(MPI)	1.823	0.1870			
FDis ~ Area			0.0	0.6392	0.613
s(Area)	12.29	< 0.0001****			
FDis ~ Area + Connect			1.2	0.3427	0.831
s(Area)	26.797	< 0.0001****			
s(Connect)	8.441	0.0004***			

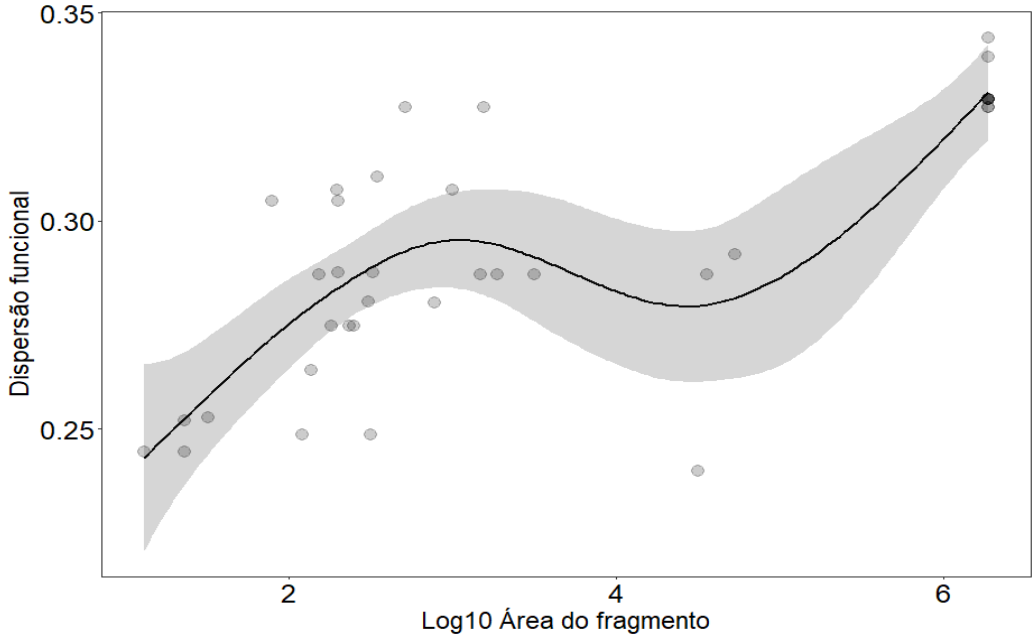
Fonte: elaborado pelo autor

Figura 8: Regularidade funcional em função de área do fragmento



Fonte: elaborado pelo autor

Figura 9: Dispersão funcional em função de área do fragmento



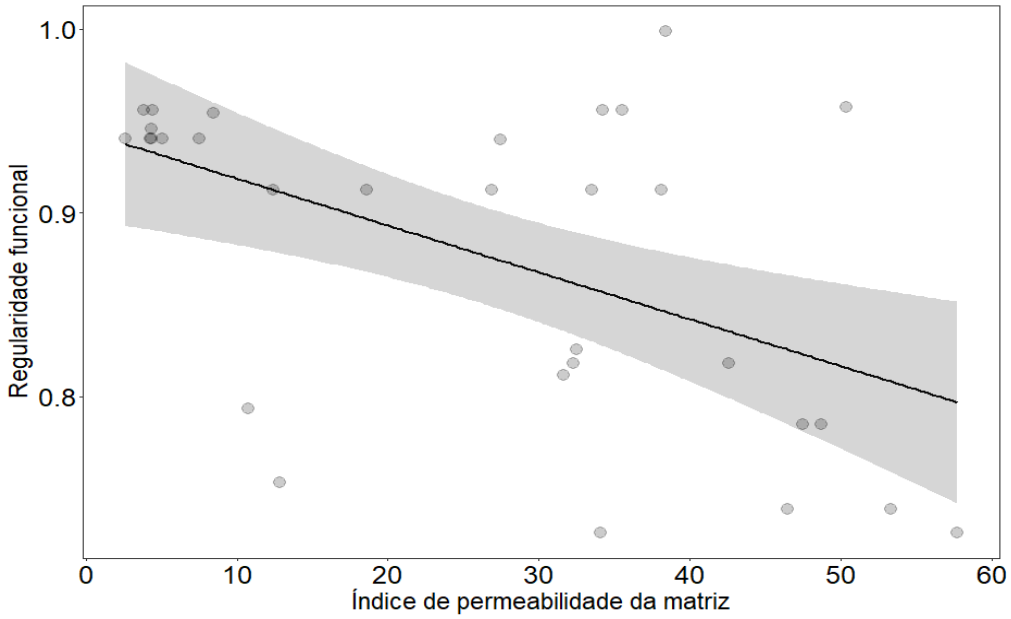
Fonte: elaborado pelo autor

Tabela 5: modelos plausíveis testando a relação entre os índices de diversidade funcional (FRic - riqueza funcional, FEve - regularidade funcional, FDiv - divergência funcional, FDis - dispersão funcional) calculados com base em características de efeito e métricas da paisagem: área do fragmento (Area), conectividade funcional (Connect), isolamento médio (Iso) e permeabilidade da matriz (MPI). Os modelos com ΔAIC ≤ 2.0 e wAIC ≥ 0.1 foram considerados igualmente plausíveis. '****' $p < 0.0001$; '***' $p < 0.001$; '**' $p < 0.01$; '*' $p < 0.05$.

Modelos e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R^2 ajustado
FRic ~ Connect			0.0	0.3267	-0.077
s(Connect)	0.783	0.3830			
FRic ~ Area			0.7	0.2332	-0.007
s(Area)	0.156	0.6960			
FEve ~ MPI			0.0	0.429	0.242
s(MPI)	10.61	0.0027**			
FEve ~ Area			1.6	0.429	0.210
s(Area)	8.624	0.0063**			
FDiv ~ Area			0.0	0.378	0.106
s(Area)	3.198	0.0840			
FDiv ~ Iso			1.3	0.196	0.002
s(Iso)	1.11	0.3010			
FDis ~ Area			0.0	0.8683	0.419
s(Area)	15.42	< 0.0001****			

Fonte: elaborado pelo autor

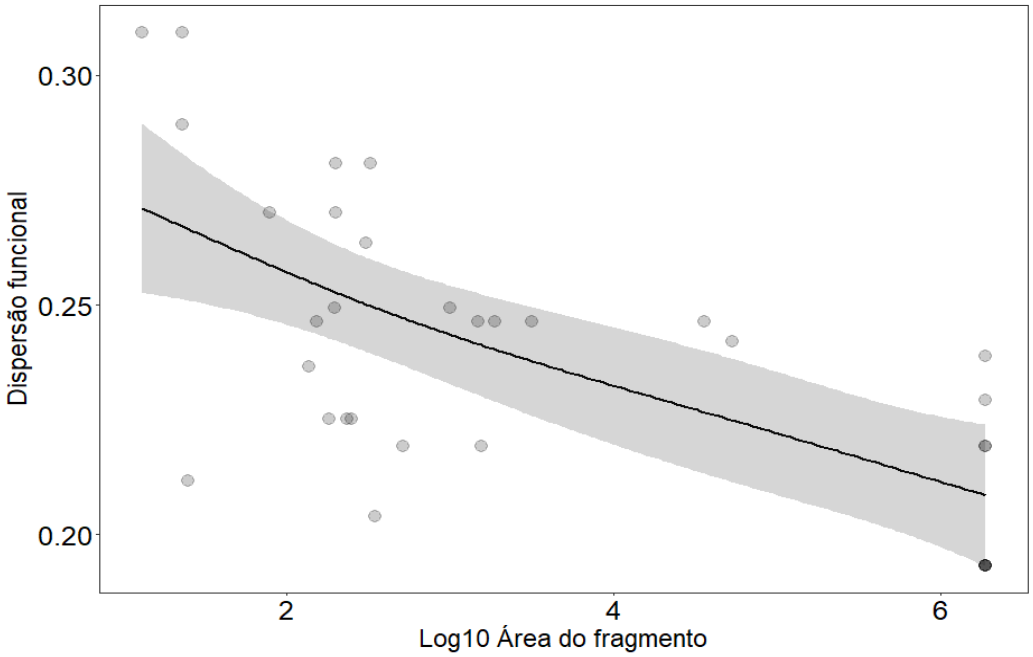
Figura 10: Regularidade funcional em função de permeabilidade da matriz (MPI)



Fonte: elaborado pelo autor

O índice de permeabilidade da matriz (MPI) varia de 0 a 100, e quanto maior o valor menos permeável é a matriz ao redor da área de estudo.

Figura 11: Dispersão funcional em função de área do fragmento



Fonte: elaborado pelo autor

5. DISCUSSÃO

5.1. RIQUEZA ESPECÍFICA E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

Nossos resultados indicam que a riqueza específica de primatas é afetada negativamente pelo isolamento das manchas de habitat, isto é, quanto mais isoladas as comunidades, menor é a riqueza.

O isolamento das manchas de habitat, em conjunto com a área do fragmento e efeitos de borda têm sido listados como fatores majoritários afetando negativamente diversas faces da biodiversidade e ecossistemas inteiros (HADDAD et al., 2015, LAURENCE et al., 2018). O isolamento entre fragmentos, resultante da subdivisão de habitat na paisagem, constrange principalmente a movimentação dos animais, tais como a movimentação dentro da área de vida, movimentos de dispersão e movimentos individuais em metapopulações (LINDENMAYER; FISCHER, 2013, HADDAD et al., 2015). Com isso, a limitação do movimento pode impulsionar a redução do *pool* gênico das populações remanescentes através do rompimento dos padrões de fluxo gênico (OKLANDER et al., 2010; WANG et al., 2017), diminuindo as chances de persistência das populações a longo prazo. Em adição, grande parte das espécies de primatas, semelhante a outros mamíferos, apresentam taxas consideráveis de dispersão (GREENWOOD, 1980), seja como consequência de comportamentos agressivos/coercitivos ou como resultado do grupo manter apenas uma fêmea reprodutiva (PUSEY; PACKER, 1987). Nesse sentido, o grau de isolamento pode influenciar a dinâmica de grupos sociais e a formação de novos grupos. Por exemplo, Oklander et al. (2010) demonstraram a existência de altos custos para a dispersão de machos de bugio-preto (*Alouatta caraya* HUMBOLDT, 1812) devido a restrições ambientais causadas pelo isolamento dos fragmentos.

Em contraste aos nossos resultados, estudos prévios sobre os efeitos da fragmentação sobre primatas mostram a área do fragmento como fator determinante na riqueza (HARCOURT; DOHERTY, 2005; BENCHIMOL; PERES, 2013), abundância (CHIARELLO; MELO, 2001) e ocorrência de espécies (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1996, SILVA et al., 2015). Essa ausência de efeito da área do fragmento já foi observada em estudo prévio (CHIARELLO, 2003) e pode sugerir uma flexibilidade por parte das espécies de primatas na Mata Atlântica, apresentando resiliência frente aos distúrbios causados pela fragmentação. Mais ainda, Chiarello (2003) avaliou entre 1997 e 2003 cinco áreas de estudo incluídas na presente análise

(Parque Estadual Morro do Diabo, Estação Ecológica de Caetetus, Fazenda Rio Claro, Fazenda Mosquito e Fazenda Tucano) e que foram previamente estudadas por Cullen Jr. (2000) e constatou que embora a abundância de algumas espécies fosse baixa, em nenhuma dessas áreas houve extinção das três espécies de primatas (*Leontopithecus chrysopygus* MIKAN, 1823; *Sapajus nigritus* GOLDFUSS, 1809; *Alouatta guariba* CABRERA, 1940) que naturalmente ocorrem nesta região, o que pode sugerir também uma resiliência dessas espécies, entretanto, estudos mais atuais sobre o status dessas populações são necessários para obtermos um cenário mais completo.

Observando a estrutura das comunidades analisadas, a espécie de maior ocorrência é o bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) seguido pelo macaco-prego (*Sapajus nigritus*). A plasticidade ecológica dessas espécies é o fator que pode permitir a persistência delas na paisagem do estado de São Paulo. *A. guariba* e espécies do gênero *Alouatta* de forma geral conseguem viver em fragmentos muito pequenos e isolados (BICCA-MARQUES, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; DIAS, 2010), resultado de sua dieta altamente folívora e baixa atividade de movimento diário (BICCA-MARQUES, 2003; PRATES; BICCA-MARQUES, 2011). Além disso, a alta persistência dessas duas espécies é algo observado em grande parte da Mata Atlântica (CULOT et al. No prelo), onde provavelmente vivem em vários pequenos fragmentos degradados, além de áreas grandes e conservadas. Em contrapartida, a persistência dessas e demais espécies ocorrentes no estado de São Paulo corre sério risco de não se sustentar no atual cenário de surto de febre amarela que se iniciou em 2016 e já causou a morte de, pelo menos, 5.000 indivíduos de diferentes espécies, muitas delas já listadas como ameaçadas (BICCA-MARQUES et al., 2018; ESTRADA et al., 2018). Nesse sentido, o isolamento causado pela fragmentação de habitat pode agir em sinergia com epidemias e ameaças secundárias como a caça, e erodir ainda mais as populações dessas espécies.

5.2. DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA CARACTERÍSTICAS DE RESPOSTA E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

Modificações na diversidade funcional impulsionadas por perturbações antrópicas já foram retratadas em aves (FLYNN et al., 2009; BOVO et al., 2018), mamíferos de modo geral (FLYNN et al., 2009; MAGIOLI et al., 2015), comunidades vegetais (BENCHIMOL; PERES, 2015) e em besouros coprófagos (BARRAGÁN et al., 2011), entretanto, esta pesquisa representa os primeiros esforços para compreender alterações na diversidade funcional em comunidades de primatas causadas por distúrbios antrópicos. Nossos resultados indicam que a área do fragmento se relaciona negativamente com aspectos da diversidade funcional analisados com base em características de resposta. Riqueza e divergência funcional não foram afetadas por nenhuma das métricas da paisagem levadas aqui em consideração. Essa falta de relação provavelmente se deve ao fato de que FRic e FDiv são calculados com base no volume do invólucro convexo (“Convex Hull Volume”, para mais detalhes consulte CORNWELL et al., 2006) e nesta análise, o número de pontos (espécies) precisa necessariamente ser maior que o número de dimensões (características) (VILLÉGER et al., 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Quando o número de espécies é menor que o número de características o volume não é calculado precisamente. Em contrapartida, FEve e FDis não apresentam essa limitação, podendo abarcar mais características do que espécies (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Segundo Mouchet et al. (2010), índices de diversidade funcional tem a capacidade de revelar processos que moldam a coexistência de espécies e regras de montagem de comunidades (“*Communities assembly rules*”) impulsionadas por características funcionais. Esses processos agregam interações entre espécies bem como interações entre espécies e fatores ambientais, e podem ser divididos a grosso modo em duas categorias: competição e filtragem de habitat (ou nicho) (CORNWELL et al., 2006). A exclusão competitiva (HARDIN, 1960) e o princípio da similaridade limitante, que postula a existência de um limite para a similaridade ecológica de espécies ocorrendo na mesma comunidade (MACARTHUR; LEVINS, 1967; STUBBS; WILSON, 2004), sendo ambos aspectos da competição, assumem a coexistência estável de espécies funcionalmente diferentes. Em contrapartida, a filtragem de nicho assume a coexistência de espécies funcionalmente semelhantes, pois as condições

ambientais agem como um filtro sobre a comunidade, permitindo que espécies com um conjunto específico de características persista, excluindo, portanto, aquelas que não se adequam ao filtro ambiental (CORNWELL, 2006; MOUCHET et al., 2010).

Ainda de acordo com Mouchet et al. (2010), que avaliaram a performance e resposta de vários índices de diversidade funcional frente à riqueza de espécies e regras de montagem de comunidades, FEve é um índice mais sensível a filtragem de habitat do que a padrões de similaridade limitante, onde FEve será baixo quando algumas partes do espaço funcional estão vazias, enquanto outras se encontram mais adensadas. Nesse sentido, nossos resultados podem indicar que áreas muito pequenas (10 a 30 ha, de acordo com nossos dados) favoreçam apenas espécies com características mais resilientes a fragmentação. As menores áreas, Mata Furnas 1 (23 ha) e Mata Fazenda Santa Atibaia (13 ha), abrigam comunidades compostas por *Alouatta guariba* (CABRERA, 1940), *Callithrix penicillata* (É. GEOFFROY, 1812) e *Callithrix jacchus* (LINNAEUS, 1758). Como já discutido acima, *A. guariba* consegue se manter em fragmentos muito pequenos devido à sua dieta flexível, pequenos padrões de movimentação diária e área de vida pequena. Da mesma forma, *C. penicillata* e *C. jacchus* apresentam alta plasticidade ecológica devido a suas pequenas áreas de vida (VILELA; FARIA, 2004; SCHIEL et al., 2017) além de especializações morfológicas que permitem a exploração de exsudatos (COIMBRA-FILHO, 1976; FONSECA; LACHER, 1984), um recurso abundante mesmo em pequenos fragmentos. Em contrapartida, áreas pequenas podem diminuir a probabilidade de ocupação de espécies com grandes áreas de vida que geralmente apresentam uma dieta mais frugívora, como é o caso do Mico-Leão-Preto (*Leontopithecus chrysopygus*, MIKAN, 1823) e o Muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides,* É. GEOFFROY, 1806), que ocorrem em áreas intermediárias e grandes contínuos florestais.

De acordo com Mason et al. (2013), FDis é um bom índice para medir a divergência funcional em comunidades, que está relacionada com complementaridade de nicho (MASON et al., 2012). A hipótese de complementaridade de nicho afirma que a sobreposição em uma determinada dimensão do nicho, pode ser nivelada pela baixa sobreposição em outra dimensão (SCHOENER, 1974). Assim, à luz dessa hipótese, a divergência funcional deve ser alta quando a complementaridade de nicho aumenta a probabilidade de ocorrência e persistência

das espécies na comunidade (MASON et al., 2012). Nesse contexto, a relação entre áreas maiores com maior dispersão funcional pode ser atribuída pela maior disponibilidade de habitats nessas grandes áreas (BENCHIMOL; PERES, 2014). O Parque Estadual Carlos Botelho, por exemplo, abriga populações de espécies frugívoras e que necessitam de grandes áreas de vida, *B. arachnoides* e *L. chrysopygus*, que podem coexistir entre si e com populações de outras duas espécies, *S. nigritus* e *A. guariba*, que também podem fazer dos frutos uma boa parte da sua dieta (MARTINS, 2008). Assim, grandes áreas, através da complexidade da estrutura vegetal, por exemplo, podem permitir a sobreposição de certas dimensões do nicho (dieta, padrões de uso do habitat) sem prejuízo para as espécies.

5.3. DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA CARACTERÍSTICAS DE EFEITO E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

Esta pesquisa representa os primeiros esforços em tentar compreender os efeitos de perturbações antrópicas sobre uma função específica no ecossistema. Nossos resultados mostram que comunidades rodeadas por usos da terra menos permeáveis, resultam em uma menor regularidade funcional em características relacionadas com o processo de dispersão de sementes. Por sua vez, áreas menores abrigam comunidades com maior dispersão funcional.

Efeitos negativos da intensificação do uso da terra sobre a diversidade funcional, e como consequência, sobre o funcionamento de ecossistemas já foram avaliados em comunidades vegetais, de aves e mamíferos (FLYNN et al., 2009). Flynn et al. (2009) demonstram que comunidades de mamíferos em paisagens agrícolas apresentam uma diminuição de espécies frugívoras e granívoras. Ao mesmo tempo, eles demonstram que comunidades vegetais também em paisagens agrícolas apresentam uma predominância de espécies arbustivas e herbáceas (< 1.55 m) com grandes espécies arbóreas sendo perdidas. Isso pode sugerir que comunidades vegetais em regiões agrícolas forneçam habitats menos complexos e diversos, o que pode explicar a perda de animais frugívoros nessas comunidades (FLYNN et al., 2009). Nesse contexto, temos as comunidades de primatas em fragmentos no estado de São Paulo, que apresenta uma cobertura e uso da terra dominado pela monocultura de cana-de-açúcar (BECA et al., 2017). Assim, de acordo com nossos

dados, a comunidade que mais sofre com essa impermeabilidade da matriz é a presente na Reserva Legal Fazenda Santa Adelaide, composta por *A. caraya*, *S. nigritus* e *C. penicillata,* apresentando baixa regularidade funcional. O que sugere que *A. caraya* e *S. nigritus*, sendo espécies capazes de persistir em ambientes perturbados, sejam também as duas espécies atuando no processo de dispersão de sementes, ingerindo semelhantes quantidades de frutos e dispersando sementes de tamanhos aproximados, visto que *C. penicillata* apresenta uma dieta mais gomívora/insetívora (VILELA; FARIA, 2004). Entretanto, são necessários estudos mais detalhados sobre a efetividade de dispersão por essas espécies.

Nossos resultados indicam que comunidades em áreas menores apresentam maior dispersão funcional que comunidades em grandes contínuos florestais. Avaliando a comunidade com maior FDis, Mata Fazenda Atibaia, composta por *A. guariba*, *C. jacchus* e *C. penicillata*, que também é uma das comunidades com menor regularidade funcional com base em características de resposta, podemos sugerir que a alta dispersão funcional pode se dar pelo fato de *A. guariba* ser funcionalmente diferente das outras duas espécies do gênero Callithrix, que ingerem poucas quantidades de frutos. *A. guariba* apresenta uma dieta folívora/frugívora e mesmo sendo um dispersor menos efetivo que o Muriqui-do-sul por exemplo (MARTINS, 2005), sua presença nesses pequenos fragmentos pode ser decisiva para a manutenção de comunidades vegetais (CHAPMAN; CHAPMAN, 1995). Em contrapartida, comunidades em grandes contínuos florestais que apresentam menor dispersão funcional, podem sugerir a presença de redundância funcional, visto que permitem a coexistência de mais espécies frugívoras. Entretanto, é preciso avaliar de forma mais precisa a eficiência de dispersão das espécies de primatas que compõem tais comunidades.

6. OBSERVAÇÕES FINAIS

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais mais degradadas e exploradas do mundo (DEAN, 1995; RIBEIRO et al., 2009), e ainda assim abriga uma enorme biodiversidade (MYERS et al., 2000). Com isso, nossos resultados indicam como parte importante dessa diversidade, os primatas, e sua função como engenheiros ecossistêmicos atuando através da dispersão de sementes, reagem a uma miríade de consequências causadas por perturbações antrópicas.

Nossos resultados expõem a necessidade de conectar fragmentos isolados que abrigam populações de espécies resilientes a fragmentação, e que podem estar sofrendo há anos as consequências genéticas e populacionais causadas pelo isolamento. Muitos trabalhos mostram a eficácia de corredores ecológicos na persistência de populações remanescentes de bugios em paisagens fragmentadas (PIMENTEL et al., 1992; NAIMAN et al., 1993; ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1996), o que pode ser uma solução para essas populações escaparem de extinções locais e funcionarem como metapopulações. Em conjunto ao isolamento, a área do fragmento se mostra um fator ambiental determinante na persistência das espécies de primatas e, inerentemente, na persistência das características relacionadas ao processo de dispersão de sementes. Além de tudo, essa pesquisa mostra que tão importantes quanto grandes contínuos florestais, os pequenos fragmentos precisam ser cada vez mais protegidos e melhor manejados, visto que podem abrigar espécies essenciais para a continuidade do processo de dispersão de sementes em ambientes tão degradados.

7. REFERÊNCIAS

ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; MAYAUX, P.; STIBIG, H.; BODART, C.; BRINK, A.; CARBONI, S.; DESCLÉE, B.; DONNAY, F.; EVA, H. D. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global change biology**, v. 20, n. 8, p. 2540–2554, 2014.

ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355–366, 1994.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 3, p. 497–514, 2009.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DIAS, P. A. D. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. **American Journal of Primatology**, v. 72, n. 1, p. 1–16, 2010.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L. Why is a landscape perspective important in studies of primates? **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 10, p. 901–909, 2014.

ASENSIO, N.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DUNN, J. C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J. Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 768–773, 2009.

BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PloS One**, v. 6, n. 3, p. e17976, 2011.

BECA, G.; VANCINE, M. H.; CARVALHO, C. S.; PEDROSA, F.; ALVES, R. S. C.; BUSCARIOL, D.; PERES, C. A.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352–359, 2017.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Anthropogenic modulators of species–area relationships in N eotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 11, p. 1339–1352, 2013.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Predicting primate local extinctions within "real-world" forest fragments: a pan-neotropical analysis. **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 3, p. 289–302, 2014.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 408–420, 2015.

BICCA-MARQUES, J. C. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. A. (Ed.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. Springer. p. 283–303, 2003.

BICCA-MARQUES, J. C.; CALEGARO-MARQUES, C.; RYLANDS, A. B.; STRIER, K. B.; MITTERMEIER, R. A.; ALMEIDA, M. A. B.; CASTRO, P. H. G.; CHAVES, O. M.; FERRAZ, L. P.; FORTES, V. B. Yellow fever threatens Atlantic Forest primates. **Science Advances**, v. 3, p. e1600946, 2017.

BOLKER, B. M.; BROOKS, M. E.; CLARK, C. J.; GEANGE, S. W.; POULSEN, J. R.; STEVENS, M. H. H.; WHITE, J.-S. S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BOVO, A. A. A.; FERRAZ, K. M.; MAGIOLI, M.; ALEXANDRINO, E. R.; HASUI, É.; RIBEIRO, M. C.; TOBIAS, J. A. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 2, p. 90–96, 2018.

BOYLE, S. A.; SMITH, A. T. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation**, v. 143, n. 5, p. 1134–1143, 2010.

BUENO, R. S.; GUEVARA, R.; RIBEIRO, M. C.; CULOT, L.; BUFALO, F. S.; GALETTI, M. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. **Plos One**, v. 8, n. 2 p. e56252, 2013.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media. 2003.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science advances**, v. 1, n. 5, p. e1400253, 2015.

CHAPMAN, C. A. Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. **Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews**, v. 4, n. 3, p. 74–82, 1995.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 675–678, 1995.

CHAPMAN, C. A.; PERES, C. A. Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. **Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews**, v. 10, n. 1, p. 16–33, 2001.

CHIARELLO, A. G. Primates of the Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. A. (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and Conservation**. Springer, 2003. p. 99–121.

CHIARELLO, A. G.; DE MELO, F. R. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espirito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 22, n. 3, p. 379–396, 2001.

COIMBRA-FILHO, A. F. Exudate-eating and tree-gouging in marmosets. **Nature, Lond.**, v. 262, p. 630, 1976.

CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1465–1471, 2006.

CULLEN JR, L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological conservation**, v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

CULOT, L. et al. ATLANTIC-PRIMATES: A dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. **Ecology.** No prelo.

DA FONSECA, G. A. B.; LACHER, T. E. Exudate-feeding byCallithrix jacchus penicillata in semideciduous woodland (Cerradão) in Central Brazil. **Primates**, v. 25, n. 4, p. 441–449, 1984.

DA SILVA, L. G.; RIBEIRO, M. C.; HASUI, E.; DA COSTA, C. A.; DA CUNHA, R. G. T. Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **Plos One**, v. 10, n. 2, p. e0114025, 2015.

DEAN, Warren. A ferro e fogo. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology & evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

DÍAZ, S.; PURVIS, A.; CORNELISSEN, J. H. C.; MACE, G. M.; DONOGHUE, M. J.; EWERS, R. M.; JORDANO, P.; PEARSE, W. D. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. **Ecology and evolution**, v. 3, n. 9, p. 2958–2975, 2013.

DICK, C. W.; ETCHELECU, G.; AUSTERLITZ, F. Pollen dispersal of tropical trees (Dinizia excelsa: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. **Molecular Ecology**, v. 12, n. 3, p. 753–764, 2003.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, p. 169–175, 1992.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. **International journal of primatology**, v. 17, n. 5, p. 759, 1996.

ESTRADA, A.; GARBER, P. A.; MITTERMEIER, R. A.; WICH, S.; GOUVEIA, S.; DOBROVOLSKI, R.; NEKARIS, K. A. I.; NIJMAN, V.; RYLANDS, A. B.; MAISELS, F. Primates in peril: the significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. **PeerJ**, v. 6, 2018.

ESTRADA, A.; GARBER, P. A.; RYLANDS, A. B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; NEKARIS, K. A.-I.; NIJMAN, V.; HEYMANN, E. W.; LAMBERT, J. E. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v. 3, n. 1, p. e1600946, 2017.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews**, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FLYNN, D. F. B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B. T.; LIN, B. B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M. M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, v. 12, n. 1, p. 22–33, 2009.

GAGIC, V.; BARTOMEUS, I.; JONSSON, T.; TAYLOR, A.; WINQVIST, C.; FISCHER, C.; SLADE, E. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; EMMERSON, M.; POTTS, S. G. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, p. 20142620, 2015.

GALÁN-ACEDO, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ESTRADA, A.; RAMOS-FERNÁNDEZ, G. Drivers of the spatial scale that best predict primate responses to landscape structure. **Ecography**, 2018.

GALETTI, M.; BROCARDO, C. R.; BEGOTTI, R. A.; HORTENCI, L.; ROCHA-MENDES, F.; BERNARDO, C. S. S.; BUENO, R. S.; NOBRE, R.; BOVENDORP, R. S.; MARQUES, R. M.; MEIRELLES, F.; GOBBO, S. K.; BECA, G.; SCHMAEDECKE, G.; SIQUEIRA, T. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, p. 270–281

GREENWOOD, P. J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal behaviour**, v. 28, n. 4, p. 1140–1162, 1980.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological applications**, v. 12, n. 2, p. 321–334, 2002.

HARCOURT, A. H.; DOHERTY, D. A. Species–area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 4, p. 630–637, 2005.

HARDIN, G. The competitive exclusion principle. **Science**, v. 131, n. 3409, p. 1292–1297, 1960.

JERNVALL, J.; WRIGHT, P. C. Diversity components of impending primate extinctions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, n. 19, p. 11279–11283, 1998.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LAMBERT, J. E.; GARBER, P. A. Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. **American Journal of Primatology**, v. 45, n. 1, p. 9–28, 1998.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An A mazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, 2018.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press. p. 54–62. 2013.

MACARTHUR, R.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The american naturalist**, v. 101, n. 921, p. 377–385, 1967.

MAGIOLI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K.; RODRIGUES, M. G. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the B razilian A tlantic F orest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 2015.

MARTINS, M. M. Comparative seed dispersal effectiveness of sympatric Alouatta guariba and Brachyteles arachnoides in southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 38, n. 1, p. 57–63, 2006.

MARTINS, M. M. Fruit diet of Alouatta guariba and Brachyteles arachnoides in Southeastern Brazil: comparison of fruit type, color, and seed size. **Primates**, v. 49, n. 1, p. 1–8, 2008.

MASON, N. W. H.; DE BELLO, F.; MOUILLOT, D.; PAVOINE, S.; DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 794–806, 2013.

MASON, N. W. H.; RICHARDSON, S. J.; PELTZER, D. A.; DE BELLO, F.; WARDLE, D. A.; ALLEN, R. B. Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 3, p. 678–689, 2012.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological applications**, v. 3, n. 2, p. 209–212, 1993.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45, 2015.

OKLANDER, L. I.; KOWALEWSKI, M. M.; CORACH, D. Genetic consequences of habitat fragmentation in black-and-gold howler (Alouatta caraya) populations from northern Argentina. **International Journal of Primatology**, v. 31, n. 5, p. 813–832, 2010.

PIMENTEL, D.; STACHOW, U.; TAKACS, D. A.; BRUBAKER, H. W.; DUMAS, A. R.; MEANEY, J. J.; ONSI, D. E.; CORZILIUS, D. B. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. **BioScience**, v. 42, n. 5, p. 354–362, 1992.

POPE, S. E.; FAHRIG, L.; MERRIAM, H. G. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. **Ecology**, v. 81, n. 9, p. 2498–2508, 2000.

POZO-MONTUY, G.; SERIO-SILVA, J. C.; BONILLA-SÁNCHEZ, Y. M. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented

landscapes. **Primates**, v. 52, n. 2, p. 139–147, 2011.

POZO-MONTUY, G.; SERIO-SILVA, J. C.; CHAPMAN, C. A.; BONILLA-SÁNCHEZ, Y. M. Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: evidence of supplementation in black howlers (Alouatta pigra). **International Journal of Primatology**, v. 34, n. 4, p. 714–731, 2013.

PRATES, M. P.; BICCA-MARQUES, J. C. Vivendo no limite? Dieta de um grupo de bugios-pretos (Alouatta caraya) habitante de um pomar. **A primatologia no Brasil**, v. 11, p. 77–91, 2011.

PUSEY, A. E.; PACKER, C. Dispersal and Philopatry. In: SMUTS, B. B. et al. **Primate Societies**. Chicago. The university of Chicago Press. p. 250–266. 1987.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROSENBERGER, A. L. Evolution of feeding niches in New World monkeys. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 88, n. 4, p. 525–562, 1992.

RYLANDS, A. B.; MITTERMEIER, R. A.; SILVA, J. S. Neotropical primates: taxonomy and recently described species and subspecies. **International Zoo Yearbook**, v. 46, n. 1, p. 11–24, 2012.

SAFI, K.; CIANCIARUSO, M. V; LOYOLA, R. D.; BRITO, D.; ARMOUR-MARSHALL, K.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1577, p. 2536–2544, 2011.

SCHIEL, N.; SOUTO, A. The common marmoset: an overview of its natural history, ecology and behavior. **Developmental neurobiology**, v. 77, n. 3, p. 244–262, 2017.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v. 185, n. 4145, p. 27–39, 1974.

STUBBS, W. J.; WILSON, J. B. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 4, p. 557–567, 2004.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.

VILELA, S. L.; FARIA, D. S. de. Seasonality of the activity pattern of Callithrix penicillata (Primates, Callitrichidae) in the cerrado (scrub savanna vegetation). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 2, p. 363–370, 2004.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.

WANG, W.; QIAO, Y.; LI, S.; PAN, W.; YAO, M. Low genetic diversity and strong population structure shaped by anthropogenic habitat fragmentation in a critically endangered primate, Trachypithecus leucocephalus. **Heredity**, v. 118, n. 6, p. 542, 2017.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in ecology and evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

Apêndice A: áreas de estudo e suas respectívas localizações

Áreas de estudo	Latitude	Longitude	Referência
Mata São José	-22.358816	-47.4774	1
Estação Ecológica dos Caetetus	-22.4	-49.7	2
Fazenda Rio Claro	-22.839361	-49.899416	2
Fazenda Mosquito	-22.6715	-51.5182	2
Fazenda Tucano	-22.477651	-52.464406	2
Parque Estadual Morro do Diabo	-22.5	-52.3333333	2
PESM - Caraguatatuba	-23.6444	-45.5659	3
PESM - Santa Virgínia	-23.4043	-45.1836583	4
PESM – Cunha	-23.25388056	-45.0251861	5
PESM - Picinguaba	-23.33661111	-44.8191694	5
Parque Estadual Carlos Botelho (Parte Alta)	-24.09108333	-47.9405861	5
Parque Estadual Carlos Botelho (Parte Baixa)	-24.20124444	-48.0217944	5
Parque Estadual Intervales	-24.29898333	-48.2073528	5
PETAR	-24.44891389	-48.579425	5
Estação Ecológica Juréia-Itatins	-24.53333333	-47.2333333	5
Mata da Meia Lua	-22.71368889	-47.0976056	6
Mata de Santa Genebra	-22.82027778	-47.1102778	6
Parque Estadual de Vassununga	-21.725175	-47.5966722	7
Fragmento K	-21.97558889	-47.8379417	7
Fragmento L	-21.39595833	-47.822975	7
Fragmento M	-21.73386111	-47.6520611	7
Mata Ribeirão Cachoeira	-22.82970833	-46.9251056	8
Reserva Biológica Serra do Japi	-23.25621389	-46.9738472	9
Mata Furnas 1	-22.783025	-47.0030194	10
Mata Fazenda Atibaia	-22.79180278	-46.983325	10
Mata Fazenda Santa Mariana 1	-22.78694444	-47.0047222	10
Mata Fazenda Santa Mariana 2	-22.790438	-47.019553	10
Mata Furnas 2	-22.77948889	-47.0015694	10
Parque Estadual da Cantareira	-23.421503	-46.6159	11
Beiraldo-Alpes D Ouro	-23.17331389	-46.4615611	11
Estação Ecológica de Ribeirão Preto	-21.219021	-47.847808	11
Reserva Legal Fazenda Santa Adelaide	-21.181225	-47.900920	11
Reserva legal Fazenda Familia Junqueira	-21.316056	-47.986581	11
Estação Experimental de Sertãozinho	-21.149801	-48.092438	11
Viraeiro-Tabatinguera	-22.66666667	-48.1666667	12
Monal	-22.69596944	-48.0836028	12
Sarã	-22.66642222	-48.1953611	12
Água Sumida	-22.63317778	-48.2908278	12

1 – BERNARDO, C. S.; GALETTI, M. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia,** v. 21, n. 4, p. 823-832, 2004.

2 – CULLEN JR, L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological conservation**, v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

3 – NORRIS, D. et al. A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. **Biota Neotropica,** v. 12, n. 2, p. 127-133, 2012.

4 – ROCHA-MENDES, F. et al. Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica,** v. 15, n. 1, p. e20140008, 2015

5 – GALETTI, M.; BROCARDO, C. R.; BEGOTTI, R. A.; HORTENCI, L.; ROCHA-MENDES, F.; BERNARDO, C. S. S.; BUENO, R. S.; NOBRE, R.; BOVENDORP, R. S.; MARQUES, R. M.; MEIRELLES, F.; GOBBO, S. K.; BECA, G.; SCHMAEDECKE, G.; SIQUEIRA, T. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, p. 270–281

6 – MAGIOLI, M. Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2013.

7 – GESTICH, C. C. Influência de atributos da paisagem na ocorrência de primatas e densidade de Callicebus nigrifrons no nordeste do Estado de São Paulo. Tese de douturado. Universidade Estadual de Campinas. 2016.

8 – GASPAR, D. A. Comunidade de mamíferos não voadores de um fragmento de floresta atlântica semidecídua do município de Campinas, SP. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. 2005.

9 – CARVALHO, W. D. et al. Assembleia de mamíferos não voadores da reserva biológica serra do Japi, Jundiaí, São Paulo, sudeste do Brasil. **Bioscience Journal,** v. 29, p. 1370-1387.

10 – LIMA, E. F. D. Levantamento e censo de primatas em fragmentos florestais de mata atlântica na região de Sousas e Joaquim Egídio, Campinas, SP. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 2008.

11 – CULOT, L. et al. ATLANTIC-PRIMATES: A dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. **Ecology.** No prelo.

12 – MARTINS, M. M. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. **Biodiversity and Conservation,** v. 14, p. 2321–2329, 2005.

Apêndice B - Resultados dos dez modelos, e a contribuição de cada variável explicatória, testando a relação entre riqueza específica (Richness) e métricas da paisagem: área do fragmento (Area), conectividade funcional (Connect), isolamento médio (Iso) e permeabilidade da matriz (MPI). Os modelos com ΔAIC ≤ 2.0 e wAIC ≥ 0.1 foram considerados igualmente plausíveis e estão destacados em negrito. '***' P < 0.001; '**' P < 0.01; '*' P < 0.05.

Modelos e variáveis	**valor *F***	**valor *p***	**ΔAIC**	**wAIC**	**R² ajustado**
Richness ~ Area			6.1	0.0222	0.112
s(Area)	4.126	0.0495*			
Richness ~ Area + Connect			8.1	0.0083	0.258
s(Area)	8.184	0.00709**			
s(Connect)	3.269	0.04944*			
Richness ~ Area + Iso			3.8	0.0698	0.193
s(Area)	0.642	0.42882			
s(Iso)	5.339	0.00213**			
Richness ~ Area + MPI			10.9	0.0021	0.095
s(Area)	1.366	0.250			
s(MPI)	0.021	0.864			
Richness ~ Connect			9.1	0.0050	0.060
s(Connect)	0.728	0.399			
Richness ~ Connect + Iso			**0.5**	**0.3718**	**0.292**
s(Connect)	3.725	0.0178*			
s(Iso)	12.213	2.69e-07***			
Richness ~ Connect + MPI			10.1	0.0030	0.236
s(Connect)	3.439	0.02804*			
s(MPI)	7.608	0.00922**			
Richness ~ Iso			**0.0**	**0.4740**	**0.201**
s(Iso)	6.365	0.000696***			
Richness ~ Iso + MPI			5.3	0.0329	0.182
s(Iso)	5.496	0.00207**			
s(MPI)	0.076	0.78459			
Richness ~ MPI			7.5	0.0110	0.059
s(MPI)	2.753	0.106			

Apêndice C - Resultados dos modelos, e a contribuição de cada variável explicatória, testando a relação entre os índices de diversidade funcional (FRic - riqueza funcional, FEve - regularidade funcional, FDiv - divergência funcional, FDis - dispersão funcional) calculados com base em características de resposta e métricas da paisagem: área do fragmento (Area), conectividade funcional (Connect), isolamento médio (Iso) e permeabilidade da matriz (MPI). Os modelos com ΔAIC ≤ 2.0 e wAIC ≥ 0.1 foram considerados igualmente plausíveis e estão destacados em negrito. '***' P < 0.001; '**' P < 0.01; '*' P < 0.05.

Modelos e variáveis	**valor *F***	**valor *p***	**ΔAIC**	**wAIC**	**R² ajustado**
FRic					
FRic ~ Area			2.9	0.0979	-0.016
s(Area)	0.926	0.344			
FRic ~ Area + Connect			13.1	<0.001	-0.015
s(Area)	0.268	0.609			
s(Connect)	0.423	0.521			
FRic ~ Area + Iso			8.6	0.0056	0.171
s(Area)	0.935	0.3326			
s(Iso)	3.463	0.0521			
FRic ~ Area + MPI			7.8	0.0082	0.109
s(Area)	2.030	0.1651			
s(MPI)	5.014	0.0331*			
FRic ~ Connect			2.8	0.1024	0.021
s(Connect)	1.67	0.206			
FRic ~ Connect + Iso			10.4	0.0022	0.156
s(Connect)	0.635	0.4324			
s(Iso)	2.660	0.0991			
FRic ~ Connect + MPI			10.8	0.0018	0.032
s(Connect)	0.001	0.975			
s(MPI)	2.701	0.111			
FRic ~ Iso			**0.0**	**0.4118**	**0.169**
s(Iso)	3.319	0.0574			
FRic ~ Iso + MPI			9.0	0.0045	0.183
s(Iso)	1.658	0.237			
s(MPI)	1.141	0.462			
FRic ~ MPI			**0.2**	**0.3650**	**0.067**

Apêndice C – Continuação.

Modelos e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R² ajustado
s(MPI)	3.871	0.0586			
FEve					
FEve ~ Area			**2.1**	**0.147**	**0.429**
s(Area)	6.142	0.0047**			
FEve ~ Area + Connect			3.2	0.085	0.174
s(Area)	8.216	0.00784**			
s(Connect)	0.870	0.35919			
FEve ~ Area + Iso			**0.0**	**0.425**	**0.436**
s(Area)	6.759	0.0045**			
s(Iso)	6.726	0.0153*			
FEve ~ Area + MPI			4.2	0.053	0.438
s(Area)	6.461	0.00434**			
s(MPI)	1.934	0.17663			
FEve ~ Connect			3.9	0.060	-0.032
s(Connect)	0.098	0.756			
FEve ~ Connect + Iso			6.9	0.013	0.009
s(Connect)	0.00	0.991			
s(Iso)	2.34	0.138			
FEve ~ Connect + MPI			7.1	0.012	6.94e-05
s(Connect)	0.177	0.677			
s(MPI)	1.901	0.179			
FEve ~ Iso			2.9	0.099	0.045
s(Iso)	2.444	0.129			
FEve ~ Iso + MPI			6.9	0.014	0.014
s(Iso)	0.636	0.432			
s(MPI)	0.044	0.835			
FEve ~ MPI			3.0	0.093	0.032
s(MPI)	1.849	0.185			
FDiv					
FDiv ~ Area			1.2	0.137	-0.020
s(Area)	0.418	0.523			

Apêndice C – Continuação.

Modelos e variáveis	**valor *F***	**valor *p***	**ΔAIC**	**wAIC**	**R² ajustado**
FDiv ~ Area + Connect			1.6	0.115	-0.055
s(Area)	0.469	0.499			
s(Connect)	0.051	0.823			
FDiv ~ Area + Iso			2.9	0.060	0.019
s(Area)	1.084	0.307			
s(Iso)	2.325	0.138			
FDiv ~ Area + MPI			3.0	0.056	0.024
s(Area)	1.012	0.323			
s(MPI)	2.455	0.128			
FDiv ~ Connect			1.6	0.115	-0.034
s(Connect)	0.003	0.959			
FDiv ~ Connect + Iso			4.0	0.035	-0.014
s(Connect)	0.054	0.817			
s(Iso)	1.721	0.200			
FDiv ~ Connect + MPI			3.5	0.045	0.007
s(Connect)	0.529	0.473			
s(MPI)	2.395	0.133			
FDiv ~ Iso			**0.1**	**0.245**	**0.020**
s(Iso)	1.664	0.207			
FDiv ~ Iso + MPI			3.9	0.037	-0.003
s(Iso)	0.135	0.716			
s(MPI)	0.291	0.594			
FDiv ~ MPI			**0.0**	**0.252**	**0.026**
s(MPI)	1.823	0.187			
FDis					
FDis ~ Area			**0.0**	**0.6392**	**0.613**
s(Area)	12.29	7.45e-06***			
FDis ~ Area + Connect			**1.2**	**0.3427**	**0.831**
s(Area)	26.797	1.17e-12***			
s(Connect)	8.441	0.000425***			
FDis ~ Area + Iso			10.9	0.0027	0.612

Apêndice C – Continuação.

Modelos e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R² ajustado
s(Area)	8.594	0.000247***			
s(Iso)	0.776	0.385630			
FDis ~ Area + MPI			8.0	0.0120	0.593
s(Area)	10.163	3.51e-05***			
s(MPI)	5.188	0.0512			
FDis ~ Connect			13.4	<0.001	-0.055
s(Connect)	2.849	0.0597			
FDis ~ Connect + Iso			20.6	<0.001	0.242
s(Connect)	3.273	0.0494*			
s(Iso)	5.178	0.0225*			
FDis ~ Connect + MPI			21.4	<0.001	0.62
s(Connect)	4.576	0.0172*			
s(MPI)	8.761	3.64e-05***			
FDis ~ Iso			11.9	0.0017	0.273
s(Iso)	6.412	0.0159*			
FDis ~ Iso + MPI			23.0	<0.001	0.394
s(Iso)	1.389	0.170			
s(MPI)	2.326	0.135			
FDis ~ MPI			13.1	<0.001	0.345
s(MPI)	4.965	0.00817**			

Apêndice D – Resultados dos modelos, e a contribuição de cada variável explicatória, testando a relação entre os índices de diversidade funcional (FRic - riqueza funcional, FEve - regularidade funcional, FDiv - divergência funcional, FDis - dispersão funcional) calculados com base em características de efeito e métricas da paisagem: área do fragmento (Area), conectividade funcional (Connect), isolamento médio (Iso) e permeabilidade da matriz (MPI). Os modelos com ΔAIC ≤ 2.0 e wAIC ≥ 0.1 foram considerados igualmente plausíveis e estão destacados em negrito. '***' $P < 0.001$; '**' $P < 0.01$; '*' $P < 0.05$.

Modelos e variáveis	**valor *F***	**valor *p***	**ΔAIC**	**wAIC**	**R² ajustado**
FRic					
FRic ~ Area			**0.7**	**0.2332**	**-0.007**
s(Area)	0.156	0.696			
FRic ~ Area + Connect			11.4	0.0011	-0.120
s(Area)	0.000	0.982			
s(Connect)	0.615	0.440			
FRic ~ Area + Iso			11.1	0.0013	-0.035
s(Area)	0.127	0.724			
s(Iso)	0.256	0.757			
FRic ~ Area +MPI			11.7	<0.001	-0.064
s(Area)	0.003	0.954			
s(MPI)	0.075	0.780			
FRic ~ Connect			**0.0**	**0.3267**	**-0.077**
s(Connect)	0.783	0.383			
FRic ~ Connect + Iso			11.7	<0.001	-0.112
s(Connect)	0.676	0.418			
s(Iso)	0.113	0.798			
FRic ~ Connect + MPI			11.8	<0.001	-0.115
s(Connect)	0.536	0.470			
s(MPI)	0.019	0.891			
FRic ~ Iso			**0.7**	**0.2258**	**-0.020**
s(Iso)	0.156	0.727			
FRic ~ Iso + MPI			12.1	<0.001	-0.077
s(Iso)	0.201	0.775			
s(MPI)	0.181	0.674			
FRic ~ MPI			**0.9**	**0.2083**	**-0.036**

Apêndice D – Continuação.

Modelos e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R² ajustado
s(MPI)	0.234	0.632			
FEve					
FEve ~ Area			**1.6**	**0.429**	**0.210**
s(Area)	8.624	0.00634			
FEve ~ Area + Connect			5.6	0.026	0.182
s(Area)	7.091	0.0126			
s(Connect)	0.007	0.9338			
FEve ~ Area + Iso			5.5	0.027	0.182
s(Area)	1.414	0.244			
s(Iso)	0.058	0.812			
FEve ~ Area + MPI			3.9	0.060	0.219
s(Area)	0.092	0.764			
s(MPI)	1.753	0.196			
FEve ~ Connect			7.1	0.012	0.003
s(Connect)	1.128	0.297			
FEve ~ Connect + Iso			6.3	0.018	0.139
s(Connect)	0.331	0.5699			
s(Iso)	5.975	0.0209			
FEve ~ Connect + MPI			3.8	0.063	0.227
s(Connect)	0.327	0.57178			
s(MPI)	9.413	0.00465			
FEve ~ Iso			2.7	0.109	0.162
s(Iso)	6.879	0.0136			
FEve ~ Iso + MPI			3.9	0.060	0.215
s(Iso)	0.065	0.8006			
s(MPI)	3.153	0.0865			
FEve ~ MPI			**0.0**	**0.429**	**0.242**
s(MPI)	10.61	0.00279			
FDiv					
FDiv ~ Area			**0.0**	**0.378**	**0.106**
s(Area)	3.198	0.084			

Apêndice D – Continuação.

Modelos e variáveis	**valor *F***	**valor *p***	**ΔAIC**	**wAIC**	**R² ajustado**
FDiv ~ Area + Connect			4.0	0.051	0.071
s(Area)	2.628	0.116			
s(Connect)	0.003	0.954			
FDiv ~ Area + Iso			3.9	0.053	0.117
s(Area)	2.223	0.147			
s(Iso)	0.241	0.628			
FDiv ~ Area + MPI			3.9	0.054	0.086
s(Area)	2.893	0.0999			
s(MPI)	0.295	0.5914			
FDiv ~ Connect			2.8	0.095	-0.033
s(Connect)	0.199	0.659			
FDiv ~ Connect + Iso			5.2	0.028	-0.053
s(Connect)	0.268	0.608			
s(Iso)	1.147	0.293			
FDiv ~ Connect + MPI			6.5	0.014	-0.049
s(Connect)	0.151	0.700			
s(MPI)	0.074	0.788			
FDiv ~ Iso			**1.3**	**0.196**	**0.002**
s(Iso)	1.11	0.301			
FDiv ~ Iso + MPI			5.4	0.026	-0.036
s(Iso)	0.950	0.338			
s(MPI)	0.005	0.946			
FDiv ~ MPI			2.6	0.104	-0.004
s(MPI)	0.122	0.729			
FDis					
FDis ~ Area			**0.0**	**0.8683**	**0.419**
s(Area)	15.42	9.44e-05***			
FDis ~ Area + Connect			12.3	0.0019	0.403
s(Area)	22.960	3.43e-05***			
s(Connect)	0.681	0.416			
FDis ~ Area + Iso			10.0	0.0058	0.445

Apêndice D – Continuação.

Modelos e variáveis	valor *F*	valor *p*	ΔAIC	wAIC	R² ajustado
s(Area)	4.381	0.0261*			
s(Iso)	1.171	0.2870			
FDis ~ Area + MPI			11.2	0.0033	0.461
s(Area)	2.043	0.0785			
s(MPI)	0.962	0.3349			
FDis ~ Connect			16.7	<0.001	-0.0198
s(Connect)	0.544	0.466			
FDis ~ Connect + Iso			19.1	<0.001	0.262
s(Connect)	0.111	0.7416			
s(Iso)	10.631	0.0031**			
FDis ~ Connect + MPI			16.6	<0.001	0.326
s(Connect)	0.91	0.347884			
s(MPI)	10.12	0.000914***			
FDis ~ Iso			6.4	0.0352	0.277
s(Iso)	12.33	0.00131**			
FDis ~ Iso + MPI			15.2	<0.001	0.353
s(Iso)	1.499	0.3435			
s(MPI)	2.766	0.0844			
FDis ~ MPI			4.7	0.0846	0.318
s(MPI)	13.04	0.000579***			

Aluno: _____

Lucas Augusto Pereira

Orientador: _____

Profa. Dra. Laurence Culot

Co-orientador: _____

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Rio Claro
2018