

RIQUEZA E DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS URBANOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO SUDESTE DO BRASIL¹

MAMMAL RICHNESS AND FUNCTIONAL DIVERSITY IN URBAN FRAGMENTS OF SEMIDECIDUOUS SEASONAL FOREST IN SOUTHEASTERN BRAZIL¹

Thiago Ribas BELLA^{2,3}; Paulo Roberto de Lima BITTENCOURT²; Eleonore Zulnara Freire SETZ²

RESUMO - Uma das principais consequências da fragmentação florestal é a perda de aves e mamíferos de maior porte que são dispersores de sementes. A ausência desses dispersores pode levar à alteração da composição vegetal da floresta, com a substituição por espécies vegetais dispersas por animais de menor porte, ou mesmo por vento ou água. Os índices de diversidade mais comuns (e.g., riqueza) não quantificam essa complexidade, limitando a compreensão do processo. Para captar essa complexidade, estudamos a fragmentação florestal pelo ponto de vista do índice de diversidade funcional (DF) de mamíferos não-voadores em áreas de Mata Atlântica. Comparamos a DF conforme Petchey e Gaston (2002) a partir do levantamento de espécies e seus atributos tróficos em três áreas de tamanhos diferentes no sudeste do Brasil: Serra do Japi (35.400 ha), Ribeirão Cachoeira (230 ha) e pequenos fragmentos em Itatiba-SP (9 ha). Os resultados sugerem que a DF total e a riqueza estão positivamente relacionados ao tamanho das áreas, entretanto, parece haver um limite nessa relação quando observamos a DF total por número de espécies em cada fragmento. Além disso, a presença da espécie *Leopardus guttulus* em um fragmento muito menor que sua área de vida, contribui com a DF do local, reforçando a importância da conectividade entre fragmentos. Dessa forma, concluímos que tanto o tamanho do fragmento quanto sua conectividade exercem influência na DF, assim, devendo ser considerados como parâmetros fundamentais ao se pensar em políticas públicas para garantir a permanência das espécies atuais e seus serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: Fragmentação florestal; Serviços ecossistêmicos; Mata Atlântica.

ABSTRACT - One of the main consequences of forest fragmentation is the loss of seed dispersers such as birds and larger mammals. The absence of these dispersers can lead to changes in the vegetation composition, promoting the replacement by plants dispersed by smaller animals or even by wind or water. Most diversity indices (e.g., richness) ignore essential features of the species and do not capture the complexity of the entire process. To capture this complexity, we studied forest fragmentation from the perspective of functional diversity (FD), focusing on non-flying mammals in Atlantic Forest areas of different sizes. We compared the FD index of Petchey and Gaston (2002) using non-flying mammal surveys and species trophic attributes for three regions of different sizes in southeastern Brazil: Serra do Japi (35,400 ha), Ribeirão Cachoeira (230 ha), and small fragments at Itatiba-SP (9 ha). Our findings suggest that total FD and richness are positively related to fragment size; however, there seems to be a limit for total FD per species in each fragment. Moreover, the presence of *Leopardus guttulus* in a fragment much smaller than its home range contributes to its FD and reinforces the relevance of connectivity across fragments. We conclude that both the size of the fragment and its connectivity influence FD and both should be considered essential parameters when planning public policies to ensure the species permanence and continued ecosystem services.

Keywords: Forest fragmentation; Ecosystem services; Atlantic Forest.

¹ Recebido para análise em 12.09.2021. Aceito para publicação em 04.3.2022. Publicado em 30.06.2022

² Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Rua Monteiro Lobato, 255, Cidade Universitária, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

³ Autor para correspondência: thiago_rb14@outlook.com

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o segundo país mais rico em mamíferos, com 751 espécies distribuídas em 249 Gêneros, 51 Famílias e 11 Ordens. Destas espécies, 298 ocorrem na Mata Atlântica e cerca de 30% são endêmicas, o que torna esse bioma mais rico que a Amazônia em termos de riqueza por área (Chiarello et al., 2008; Paglia et al., 2012; Quintela et al., 2020).

Contudo, a Mata Atlântica é um dos biomas mais afetados antropicamente no país, com cerca de 28% de sua área original remanescente (Rezende et al., 2018). Apenas 30% de sua cobertura vegetal está localizada em área de proteção ambiental, sendo 9% de áreas estritamente protegidas e 21% com permissão de uso sustentável (Rezende et al., 2018). Além disso o bioma é amplamente fragmentado e próximo de áreas abertas, sofrendo fortes efeitos de borda (Ribeiro et al., 2009). Uma das consequências dessa fragmentação é a perda de funções ecossistêmicas, ou seja, perda de atividades biogeoquímicas dos ecossistemas, como por exemplo, produção primária, regulação do clima, dispersão de sementes, decomposição ou outras medidas de fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (Sousa et al., 2019; Birkhofer et al., 2018; Fearnside, 2018).

Um exemplo direto do efeito da fragmentação na redução de função ecossistêmica é a perda de aves e mamíferos de maior porte que são dispersores de sementes e que necessitam de áreas grandes para viver (McNab, 1963; Milton e May, 1976). Essa perda, por consequência, leva à alteração da composição vegetal da floresta, seja na redução do tamanho das sementes ou na substituição por espécies vegetais com sementes menores dispersas por aves e mamíferos de menor porte ou ainda por vento ou água (Terborgh et al., 2008; Galetti et al., 2013).

A perda de funções através da substituição de espécies acontece porque os hábitos alimentares dos mamíferos estão fortemente relacionados às funções ecossistêmicas. Os mamíferos possuem os mais diversificados hábitos alimentares, assim, algumas espécies consomem frutos e contribuem com processamento de sementes, melhorando o processo de dispersão, enquanto outras realizam o controle populacional através da predação e do parasitismo (Paglia et al., 2012; Galetti e Dirzo, 2013; Mikich et al., 2015). Por meio dessas interações os animais possuem potencial para modificar a paisagem de forma ampla (Terborgh et al., 2008; Beck et al., 2013).

Os índices de diversidade convencionais como Riqueza (S) ou diversidade de Simpson são limitados para quantificar e avaliar esses atributos e processos. Isso se deve ao fato de assumirem duas premissas: que todas as espécies da comunidade são equivalentes e possuem a mesma importância; e que todos os indivíduos de uma mesma espécie são equivalentes, não importando quais funções desempenham no ambiente (Cianciaruso et al., 2009).

Entretanto, um método alternativo de medir a diversidade é através de índices de diversidade funcional (DF). Índices de DF medem a diversidade de características funcionais, ou seja, a diversidade de componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos ecossistêmicos na comunidade (Tilman, 2001). Diferenças maiores entre as características funcionais de um conjunto de espécies, influenciando processos ecossistêmicos diferentes, significam maior complementaridade entre elas, resultando em maior valor de DF. De forma oposta à complementaridade há o conceito de redundância, em que espécies influenciam os mesmos processos ecossistêmicos, com maior ou menor intensidade, a partir de características funcionais semelhantes. Assim, quando uma espécie é extinta localmente de um fragmento, a espécie redundante que exerce a mesma função poderia substituí-la, sem grandes alterações no funcionamento do ecossistema (Petchey e Gaston, 2002).

Um ponto forte dessa maneira de calcular a diversidade é que os índices podem ser utilizados para estimar a redundância funcional das espécies e indicar o nível de resiliência do ecossistema, sendo a resiliência definida como a quantidade de perturbação que o ecossistema pode absorver e continuar no mesmo estado, assim como se reorganizar para se renovar (Holling, 1973; Elmqvist et al., 2003).

Tendo em vista a fragmentação e o desmatamento da Mata Atlântica com consequências em serviços ecossistêmicos fundamentais como disponibilidade de água, estoque de carbono e fonte para desenvolvimento de biotecnologia, é urgente que compreendamos como a extinção local de mamíferos afeta a diversidade funcional de florestas. Para contribuir com essa lacuna no conhecimento, nosso trabalho avaliou como a diversidade funcional de mamíferos não-voadores é afetada pela fragmentação da Mata Atlântica na região de Itatiba-SP.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Analizamos a DF de mamíferos não-voadores em três fragmentos de floresta estacional semidecidual, de diferentes tamanhos, no sudeste do Brasil. O maior fragmento compreende a Serra do Japi (JP), no município de Jundiá (23°13'54.1"S,

46°56'57.3"W), e possui 35.400 ha. O fragmento intermediário de Ribeirão Cachoeira (RC) fica na Área de Proteção Ambiental de Sosas e Joaquim Egídio, no município de Campinas (22°49'45.0"S, 46°55'36.3"W), e possui 230 ha. O fragmento menor e mais urbanizado (ITB) se localiza dentro de um residencial no município de Itatiba (23°01'12.5"S, 46°51'18.9"W) e possui 9 ha (Figura 1).



Figura 1. Comparação entre os tamanhos dos fragmentos de JP, RC e ITB, respectivamente.

Figure 1. Size comparison between JP, RC and ITB fragments, respectively.

2.2 Levantamento de Espécies – Itatiba-SP

Obtivemos o levantamento das espécies de mamíferos não-voadores das três áreas. Para RC e JP utilizamos dados da literatura (Gaspar, 2005; Sakane, 2019; Nagy-Reis, 2016), enquanto que para ITB fizemos o levantamento in situ. Realizamos o levantamento de espécies em ITB através de quatro etapas com métodos específicos, entre abril de 2016 e junho de 2017 - procura por primatas, armadilhas de captura viva, armadilhas fotográficas e armadilhas de pegadas de areia (Figura 2). Todas as atividades descritas foram autorizadas pela Comissão de Ética no Uso de Animais – CEUA da Unicamp, sob o número 4238-1, e pelo Sistema de Autorização e Informação Científica em Biodiversidade – SISBIO, sob o número 54115-1.

A procura por primatas teve a duração de quatro dias, com visitas a campo uma vez por mês, entre o começo do outono e o começo do inverno. Nos dois primeiros dias percorremos os pequenos fragmentos utilizando apenas binóculos para observação, registrando os primatas e seus vestígios. Nos dois últimos dias utilizamos uma caixa amplificadora de som da Altec Lansing (modelo IMW477-DR-DK), com alcance aproximado de 30 m, para reproduzir vocalizações (playback) dos primatas *Callithrix*

penicillata, *Callicebus nigrifrons*, *Sapajus nigritus* e *Alouatta guariba* (Emmons et al., 1998), nessa sequência, em alguns pontos dos fragmentos. No caso do sagui, a gravação disponível e que foi utilizada foi a da vocalização de *C. flaviceps*. Os playbacks eram reproduzidos duas vezes para cada espécie, em intervalos de 10 minutos, sendo registradas as espécies que respondiam aos sons.

Instalamos 41 armadilhas modelo Tomahawk, de dimensões 45 x 45 x 16 cm, 39 Sherman XLF15, de dimensões 10 x 11,5 x 38 cm e cinco Sherman LFG, de dimensões 7,62 x 8,89 x 22,86, durante quatro dias de inverno, totalizando um esforço de 340 armadilhas, sendo 85 por noite. Posicionamos as armadilhas Tomahawk no chão da floresta e as armadilhas Sherman no chão e/ou subosque, distribuídas em 41 estações, espaçadas em pelo menos 20 metros umas das outras. Iscamos as armadilhas com uma mistura de banana madura, creme de amendoim tradicional, óleo de fígado de bacalhau, fubá e essência de baunilha. Registramos as espécies capturadas todas as manhãs, liberando-as em seguida, e refizemos as iscas quando elas eram consumidas, roubadas ou em dias alternados, quando começavam a endurecer.

Instalamos duas armadilhas fotográficas sem iscas somando um esforço total de 6.473 horas, que resultou em 195 arquivos de vídeo de 15 segundos

de duração, cada, e aproximadamente 540 fotos, entre o período do fim do inverno ao meio do verão. Após 3.767 horas, alteramos as posições das câmeras dentro do fragmento, evitando deixá-las próximas das bordas. Trocamos as pilhas e os cartões de memória quinzenalmente.

Durante o período do outono fomos a campo oito vezes, em média uma vez a cada nove dias, para verificar as parcelas de areia de 1 m², espaçadas em 250 m, instaladas de acordo com o procedimento em Siviero e Setz (2011). A cada visita aos fragmentos ativamos as 10 parcelas de areia que eram verificadas no dia subsequente. Nas quatro primeiras amostragens ativamos as parcelas sem iscas odoríferas, enquanto que nas quatro últimas utilizamos as iscas odoríferas para carnívoros Canine Call® e Pro's Choice® de Russ Carman®, de acordo com o procedimento em Crooks e Soulé (1999).

2.3 Índice de Diversidade Funcional

Calculamos a DF utilizando o software R, segundo o procedimento de Petchey e Gaston (2002), em que os passos principais são: (1) obter uma matriz de características funcionais das espécies, (2) converter essa matriz em uma matriz

de distância euclidiana, (3) agrupar a matriz de distância para produzir um dendrograma, e (4) calcular o comprimento total dos ramos do dendrograma, resultando no valor da DF.

Obtivemos dados de características relacionadas à processos ecossistêmicos (Blackburn et al., 2005) para todas as espécies do estudo a partir da literatura (Paglia et al., 2012; Facure, 1996; Giaretta, 2002) e das bases de dados online Animal Diversity Web, da Universidade de Michigan, e Encyclopedia of Life, página hospedada pelo Smithsonian National Museum of Natural History (Tabela 1).

Construímos uma matriz de dados binários com as características das espécies, adotando o valor 1 para presença e 0 para ausência. As características escolhidas não são mutuamente exclusivas, por exemplo, uma espécie pode ser diurna e noturna ao mesmo tempo (Blackburn et al., 2005), resultando em valor 1 para ambos atributos.

Convertemos a matriz de atributos funcionais em uma matriz de distância a partir do cálculo das distâncias euclidianas, e então, realizamos um agrupamento hierárquico pelas médias aritméticas não ponderadas (UPGMA, do inglês Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages) para gerar um dendrograma e calcular a diversidade funcional total (DF_{total}) em cada fragmento.

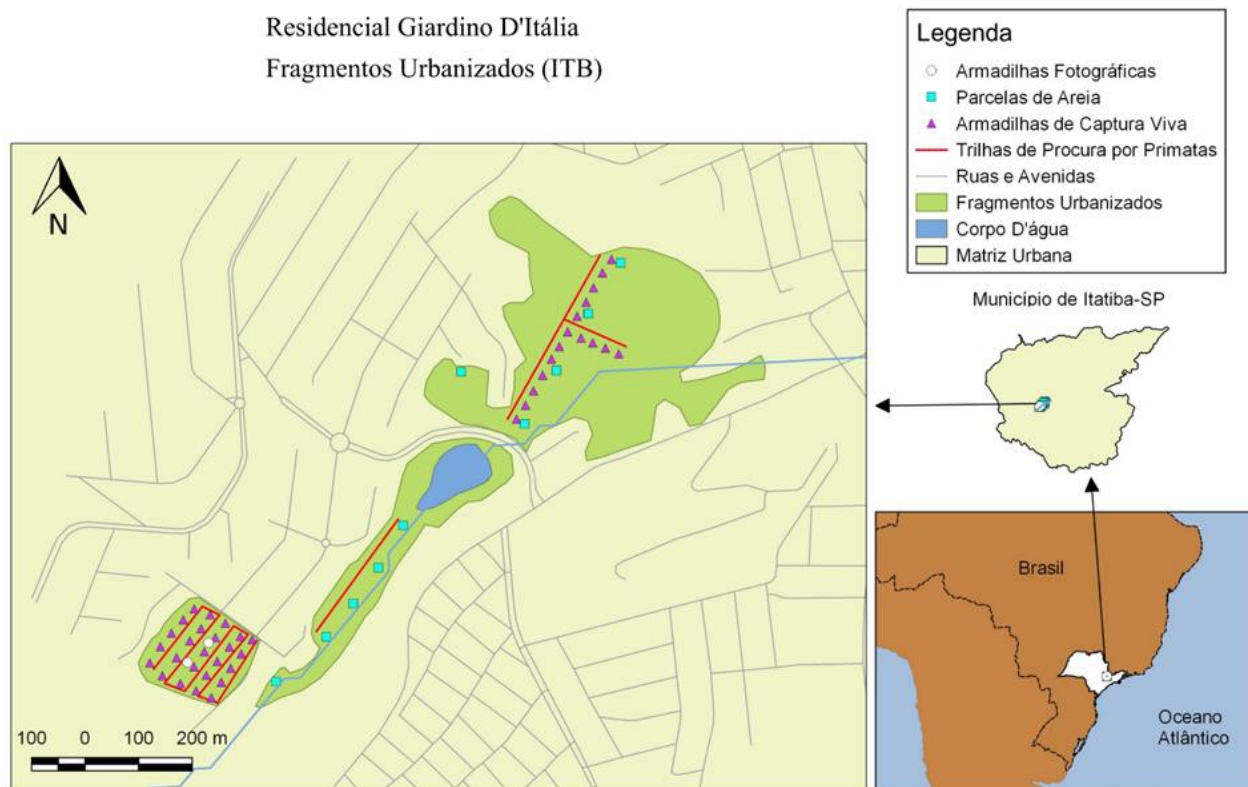


Figura 2. Zoom dos fragmentos de ITB e métodos de levantamento das espécies.

Figure 2. Zoom of ITB fragments and its species survey methods.

Tabela 1. Número de espécies por classe de característica funcional em cada fragmento.

Table 1. Species number per class of functional trait in each fragment.

Dieta	ITB	RC	JP	Comportamento	ITB	RC	JP
Pequenos vertebrados	5	12	12	Diurno	7	13	15
Grandes vertebrados	0	1	1	Noturno	11	18	20
Invertebrados	9	13	17	Arborícola	6	10	7
Folívoro	4	8	8	Escansorial	5	6	7
Granívoro	3	5	4	Fossorial	1	1	3
Pastador	0	3	3	Semi fossorial	1	0	3
Gomívoro	2	1	0	Terrestre	4	10	13
Piscívoro	0	2	0	Semi aquático	0	2	0
Frugívoro	14	20	17	-	-	-	-

3 RESULTADOS

Registramos o maior número de espécies através das armadilhas de captura viva, resultando em sete táxons. Através das parcelas de areia registramos seis espécies, das observações diretas e armadilhas fotográficas, registramos cinco espécies por método. Por fim, identificamos duas espécies

através de fotografias fornecidas por moradores do residencial (Tabela 2).

Observamos quantidades diferentes de espécies dentro de cada grande grupo, sendo que o grupo dos roedores apresentou o maior número de representantes, totalizando sete espécies, seguido dos primatas que somou quatro; marsupiais três; carnívoros duas e cingulados apenas uma espécie (Tabela 2).

Tabela 2. Riqueza e método de registro nos fragmentos de ITB. O: observação direta, PB: “playback”, AC: armadilha de captura viva, AF: armadilha fotográfica, V: vestígios, m: fotos fornecidas por moradores.

Table 2. Richness and record methods in the ITB fragments. O: direct sighting, PB: play-back, AC: live animal trap, AF: camera trap, V: traces, m: photos provided by residents.

Grupo	Nome Popular	Espécie	Método
Primata	Mico-Estrela	<i>Callithrix penicillata</i> (E. Geoffroy, 1812)	O, PB, V
Primata	Sagui-do-nordeste híbrido	<i>Callithrix</i> sp. (Erxleben, 1777)	O, m
Primata	Sauá	<i>Callicebus nigrifrons</i> (<u>Spix</u> , 1823)	O, PB
Primata	Bugio-ruivo	<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	O
Roedor	Serelepe, caxinguelê	<i>Guerlinguetus</i> cf. <i>brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	AF, O, V
Roedor	Ouriço-cacheiro	<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	m
Roedor	Paca	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	V

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

Grupo	Nome Popular	Espécie	Método
Roedor	Rato-do-mato	<i>Necomys cf. lasiurus</i> (Lund, 1841)	AC
Roedor	Rato-do-chão	<i>Akodon cf. montensis</i> (Thomas, 1913)	AC
Roedor	Rato-do-mato	<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	AC
Roedor	Rato-do-brejo	<i>Oxymycterus judex</i> (Thomas, 1909)	AC
Marsupial	Cuíca	<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	AC
Marsupial	Gambá-de-orelha-branca	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	AC, V
Marsupial	Gambá-de-orelha-preta	<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	AC, AF, V
Cingulata	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	AF, V
Carnivora	Gato-do-mato-pequeno	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	AF
Carnivora	Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	AF

O número de espécies em cada categoria de característica funcional variou entre os três fragmentos (Tabela 1). Em relação às características tróficas, observamos maior predominância de espécies frugívoras para as três áreas e, em relação ao modo de vida, observamos maior predominância de espécies arborícolas em ITB; arborícolas e terrestres em RC e terrestres em JP. ITB não possui espécies que se alimentam de grandes vertebrados, entretanto, possui cinco espécies que se alimentam de pequenos vertebrados. Já RC e JP possuem, cada um, 12 espécies que se alimentam de pequenos vertebrados e uma espécie que se alimenta de grandes vertebrados. Através do desvio padrão (DP) observamos maior homogeneidade na distribuição das espécies entre as categorias de características

funcionais em ITB ($4,23 \pm 4,14$), seguido por RC ($7,35 \pm 6,28$) e JP ($7,64 \pm 6,74$).

Observamos uma relação positiva entre riqueza, DF total e tamanho de fragmento. Os fragmentos urbanos de ITB possuem 17 espécies de mamíferos e DF total de 23,1. RC possui riqueza de 28 (Gaspar, 2005) com DF total de 42,9, enquanto que JP possui riqueza de 32 (Sakane, 2019; Nagy-Reis, 2016) e DF total de 48,5 (Figura 3; Tabela 3). Por outro lado, na DF total dividida pelo número de espécies observamos um padrão diferente, em que ITB ainda apresenta o menor índice, entretanto, JP apresenta índice menor que RC. Em ITB a DF total por espécies foi de 1,358, em RC foi de 1,588 e em JP foi 1,564.

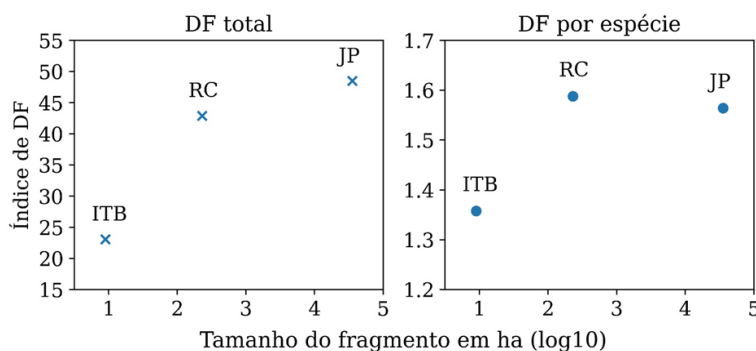


Figura 3. Diversidade funcional total e diversidade funcional total por espécie por tamanho de fragmento em hectares em escala logarítmica de base dez.

Figure 3. Total functional diversity and functional diversity per species by fragment size in hectares on a logarithmic scale of base ten.

4 DISCUSSÃO

As relações positivas, tanto entre riqueza e DF total quanto entre DF total e tamanho de fragmento, para o grupo dos mamíferos, já foram reportadas anteriormente na literatura (González-Maya et al., 2016; Magioli et al., 2015, 2016, 2021). Essas relações são esperadas, uma vez que conforme o tamanho do fragmento aumenta, se torna possível uma maior complexidade do habitat, i.e. estrato vertical mais desenvolvido, permitindo maior disponibilidade de recursos alimentares, assim, contribuindo com a presença de mais espécies no fragmento (August, 1983). Consequentemente, quanto maior o número de espécies, maiores são as chances do aparecimento de características funcionais distintas.

Além do tamanho do fragmento, sua conectividade com outras áreas também parece exercer influência nessas relações. A espécie *Leopardus guttulus*, que atualmente é considerada vulnerável à extinção segundo a lista vermelha da IUCN (Oliveira et al., 2016), possui área de vida entre 1 a 25 km², área muito maior que os fragmentos onde foi encontrada, que ao todo somam 0,09 km² (Trigo et al., 2018). A explicação mais plausível desse registro em uma área tão pequena é que a espécie acessa os fragmentos, menores e mais urbanizados, através das conexões com fragmentos maiores, dado que a menos de 1 km de distância existe uma área mais preservada de aproximadamente 6 km², sem a qual a espécie possivelmente desapareceria (Magioli et al., 2016; Trigo et al., 2018). Dessa forma, a conexão entre os fragmentos pode contribuir com o aumento na DF total e consequentemente com a manutenção dos serviços ecossistêmicos dos fragmentos menores, além de contribuir com a preservação de espécies vulneráveis.

Por outro lado, o índice de DF por espécie não segue a mesma relação positiva para todos os fragmentos, vide JP em relação a RC (Figura 3), sugerindo que essa relação positiva entre DF total e tamanho de fragmento é efeito do maior número de espécies de uma área em relação à outra. Isso significa que apesar da maior riqueza no Japi, as espécies presentes, em média, contribuem menos para a diversidade funcional total, implicando que no geral elas possuem funções mais semelhantes entre si, proporcionando redundância funcional ao ambiente, característica importante para garantir a resiliência do ecossistema (Elmqvist et al., 2003; Micheli e Halpern, 2005; Petchey e Gaston, 2002). Além disso, o fato de JP apresentar DF por espécie menor que RC, mas RC não apresentar esse índice menor que ITB, considerando o tamanho relativo de

seus fragmentos, pode indicar a existência de um possível limiar, semelhante ao encontrado por Magioli et al. (2015). Assim, a partir de um determinado tamanho de fragmento, as espécies não acrescentariam novas funções, mas começariam a se complementar e contribuir para a redundância funcional e resiliência do fragmento.

Outro fator positivamente relacionado ao tamanho do fragmento é a abundância de predadores de topo, que por sua vez realizam a inibição e o controle populacional de mesopredadores, i.e. hipótese de liberação de mesopredadores (Crooks e Soulé, 1999). Essa hipótese pode explicar a ausência de predadores de topo em ITB e ainda revelar um risco iminente de extinção local de espécies nativas ocasionada por mesopredadores. Especificamente para o fragmento de ITB, um dos riscos associados se deve ao fato dos fragmentos urbanizados terem maior contato com a matriz urbana, assim, o acesso de cães e gatos domésticos a essas áreas fica facilitado, possibilitando a caça por lazer, que é prejudicial e amplamente praticada por esses animais (Churcher e Lawton, 1987; Ferreira et al., 2014; Lessa et al., 2016).

Cabe salientar que o conjunto e a quantidade de características funcionais escolhidas para esta análise (Petchey e Gaston, 2002) podem influenciar nos valores de diversidade funcional encontrados. Nesse trabalho, selecionamos apenas atributos relacionados aos hábitos alimentares e comportamentais, como período de atividade e habitat, o que nos faz inferir apenas em relação ao caráter trófico e à ocupação do espaço das espécies. A quantidade de fragmentos analisada também pode representar uma limitação nesse estudo, sendo necessárias futuras análises incluindo maior número de fragmentos.

5 CONCLUSÕES

O tamanho do fragmento parece estar relacionado com diversos fatores que contribuem para a diversidade funcional, como o nível de conectividade entre áreas e a presença de predadores de topo. Nesse caso, o nível de conectividade permite a presença de espécies com grandes áreas de vida e a presença de predadores de topo influencia outros níveis tróficos através do mecanismo de cascata trófica. Assim, garantir a preservação de áreas relativamente grandes ou com alto grau de conectividade parece ser uma boa estratégia tanto para manter a diversidade funcional de um fragmento, quanto para contribuir com a preservação de espécies ameaçadas, que por consequência irão auxiliar na manutenção dos serviços ecossistêmicos do ambiente.

6 AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Residencial Giardino D'Italia pelos recursos e autorização para desenvolver o projeto, assim como pela disponibilidade dos colaboradores; à doutora Denise de Alemar Gaspar pela identificação dos roedores; aos alunos Danilo Santos, Gustavo Ceolin Bortolo, Luca Ramunno, Matheus Coimbra Pires, Vinícius Campos e Vinícius Fernandes pelo auxílio na instalação das armadilhas em campo; ao aluno e amigo Gustavo Ceolin Bortolo pelo auxílio na elaboração dos mapas e ao CNPq e SAE-UNICAMP pelas bolsas de iniciação científica, fundamentais para o desenvolvimento do projeto. Também agradeço pelos comentários anônimos dos revisores que contribuíram para a melhoria desse artigo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUGUST, P.V. The Role of Habitat Complexity and Heterogeneity in Structuring Tropical Mammal Communities. **Ecology** v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.
- BECK, H.; SNODGRASS, J.; THEBPANYA, P. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p.115-21, 2013.
- BIRKHOFFER, K. et al. Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. **Biological Conservation**, v. 218, p. 247-253, 2018.
- BLACKBURN, T.M. et al. Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. **Ecology**, v. 86, n. 11, p. 2916-2923, 2005.
- CHIARELLO, A.G. et al. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: ANGELO, B.M.M.; GLÁUCIA, M.D.; ADRIANO, P.P. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. p. 680-880.
- CHURCHER, P.B.; LAWTON, J.H. Predation by domestic cats in an English village. **Journal of Zoology**, v. 212, n. 3, p. 439-455, 1987. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1987.tb02915.x>
- CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de Comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, n. 6744, p. 563-566, 1999.
- ELMQVIST, T. et al. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 9, p. 488-494, 2003.
- EMMONS, L.H.; WHITNEY, B.M.; ROSS JR., D.L. **Sounds of Neotropical Rainforest Mammals: an audio field guide**. Chicago: The University of Chicago Press, 1998.
- FACURE, K. **Ecologia alimentar do cachorro-domato, *Cerdocyon thous* (Carnivora-Canidae), no Parque Florestal do Itapetinga, município de Atibaia, sudeste do Brasil**. 1996. 52f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- FEARNSIDE, P.M. Brazil's Amazonian forest carbon: the key to Southern Amazonia's significance for global climate. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 47-61, 2018.
- FERREIRA, G.A.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; GENARO, G. Domestic cat predation on Neotropical species in an insular Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil. **Wildlife Biology**, v. 20, n. 3, p. 167-175, 2014. <https://doi.org/10.2981/wlb.13131>
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086-1090, 2013.
- _____.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.
- GASPAR, D.A. **Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de floresta Atlântica semidecídua do Município de Campinas, SP**. 2005. 144 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GIARETTA, K.G.F. **Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil**. 2002. 81 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GONZÁLEZ-MAYA, J.F. et al. Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: implications for conservation. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 1, p. 43-56, 2016.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1-23, 1973.

LESSA, I. et al. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 46-56, 2016.

MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499-511, 2015.

_____. et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431-446, 2016.

_____. et al. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 161-170, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.02.006>.

McNAB, B.K. Bioenergetics and the determination of home range size. **The American Naturalist**, v. 97, n. 894, p. 133-140, 1963.

MICHELI, F.; HALPERN, B.S. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. **Ecology Letters**, v. 8, n. 4, p. 391-400, 2005.

MIKICH, S.B. et al. Serviços ambientais prestados por morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas. In: PARRON, L.M. et al. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 248-256.

MILTON, K.E.; MAY, M.L. Body weight, diet and home range area in primates. **Nature**, v. 259, n. 5543, p. 459-462, 1976.

NAGY-REIS, M. **Ocupação e uso da paisagem por mamíferos de médio e grande porte em um grande remanescente de Mata Atlântica**. 2016. 144 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OLIVEIRA, T. et al. ***Leopardus guttulus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T54010476A54010576**.

<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T54010476A54010576.en>.

PAGLIA, A.P. et al. **Lista anotada dos Mamíferos do Brasil**. Belo Horizonte: Conservação Internacional do Brasil, 2012. v. 6, 76 p.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402-411, 2002.

QUINTELA, F.M.; DA ROSA, C.A.; FEIJO, A. Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 92, supl. 2, e20191004, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191004>

REZENDE, C.L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO M.C. et al. 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.

SAKANE, K.K.; PERCEQUILLO, A.R.; SETZ, E.Z.F. Community of small mammals along an elevational gradient in Biological Reserve of Serra do Japi, municipality of Jundiaí-SP, Brazil. **Austral Ecology**, v. 44, n. 7, p. 1236-1244, 2019. <https://doi.org/10.1111/aec.12801>

SIVIERO, M.C.B.; SETZ, E.Z.F. Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do Ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 39-55, 2011.

SOUSA, J.S.B.; LONGO, M.G.; SANTOS, B.A. Landscape patterns of primary production reveal agricultural benefits from forest conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 136–145, 2019.

TERBORGH, J. et al. Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, v. 89, n. 6, p. 1757-1768, 2008.

TILMAN, D. Functional diversity. In: Levin, S.A. (Ed.). **Encyclopedia of biodiversity**. Altham: Academic Press, 2001. p. 109-120.

TRIGO, T. et al. *Leopardus guttulus* (Hensel, 1872). In: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. Brasília: ICMBio. 2018. p. 340-344.