



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

FERNANDA CRISTINA MARQUES LIMA

**MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM SÍTIOS DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA MATA ATLÂNTICA:
CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM E DIVERSIDADE FUNCIONAL**

Londrina

2018

FERNANDA CRISTINA MARQUES LIMA

**MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM SÍTIOS DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA MATA ATLÂNTICA:
CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM E DIVERSIDADE FUNCIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Londrina

2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

MARQUES-LIMA, FERNANDA CRISTINA .

Mamíferos de Médio e Grande Porte em Sítios de Restauração Ecológica da Mata Atlântica : Características da Paisagem e Diversidade Funcional / FERNANDA CRISTINA MARQUES-LIMA. - Londrina, 2018.
110 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2018.
Inclui bibliografia.

1. Restauração ambiental - Tese. 2. Mamíferos terrestres - Tese. 3. Ecologia da Paisagem - Tese. 4. Composição funcional - Tese. I. dos Anjos, Luiz. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEFESA DE TESE DE DOUTORADO

Discente: **Fernanda Cristina Marques Lima**

Título: "Mamíferos de Médio e Grande Porte em Sítios de Restauração Ecológica da Mata Atlântica: Características da Paisagem e Diversidade Funcional".

Data da Defesa: 11 de setembro de 2018 – 14:30hs, na sala 10 da Universidade Estadual de Londrina.

Banca Examinadora

Parecer

PRESIDENTE:

Dr. Luiz dos Anjos

UEL

APROVADO

TITULARES

Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

UEL

APROVADO

Dr. Marcos Robalinho Lima

UEL

APROVADO

Dr. José Flávio Cândido Júnior

UNIOESTE

APROVADO

Dra. Thaís Pires Miranda

USP

APROVADA

Parecer Final

APROVADO



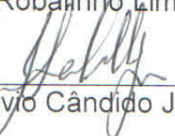
 Dr. Luiz dos Anjos



 Dr. Gustavo Monteiro Teixeira



 Dr. Marcos Robalinho Lima



 Dr. José Flávio Cândido Júnior



 Dra. Thaís Pires Miranda

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Dr. Luiz dos Anjos, pela oportunidade em realizar este projeto, o conhecimento compartilhado, a orientação e a confiança. Um exemplo profissional a ser seguido.

Aos Professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da UEL que sempre estiveram prontos a ajudar, mesmo trabalhando em áreas de pesquisas tão distintas.

Aos Professores Dr. Fernando Camago Jerep, Dr. Gustavo Monteiro Teixeira e Dr. José Marcelo Torezan pela avaliação de minha qualificação, contribuindo com críticas, sugestões e elogios imprescindíveis para o crescimento profissional.

Aos professores Dr. Gustavo Monteiro Teixeira, Dr. Marcos Robalinho Lima, Dr. José Flávio Cândido Júnior e Dr. Thais Pires Miranda que prontamente aceitaram fazer parte da banca desta tese. Agradeço também aos professores Dr. José Luís Birindelli e Dr. Efraim Rodrigues que também aceitaram participar da banca desta tese, assumindo a suplência dos membros titulares.

À Universidade Estadual de Londrina e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas pela apoio logístico.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; projeto nº 09317) e à Duke Energy (projeto nº 09121) pela bolsa concedida, suporte financeiro e fornecimento de infraestrutura de trabalho de campo.

Ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) por conceder permissão para o desenvolvimento do estudo no Parque Estadual Mata dos Godoy e Parque Florestal de Ibicatu (autorização nº 24/15).

Ao Dr. José Marcelo Torezan e à Dra. Alba Lúcia Cavalheiro que sempre estiveram dispostos a resolver da melhor forma possível as pedras no caminho do desenvolvimento do projeto.

Aos técnicos Édson Mendes Francisco, Norival Soares do Cabo e Odair do Carmo Pavão pelas coletas e aprendizado em campo.

Aos colegas e amigos de projeto, em especial a Gabriela Bochio, Ana Moraes e Guilherme Figueiredo, que participaram das mais diversas empreitadas, abrindo trilhas,

carregando muito peso, pegando carrapato, fugindo de quedas de árvores e muitos outros sustos nas estradas e no meio das matas.

Aos amigos Gabi, Rafa, Lucio, Júlio, Rodrigo, Bruno, JF, Jerep, Thais e KK, que contribuem nos momentos em que uma conversa e um ombro amigo são fundamentais, ou acessos de risos em volta de uma mesa farta!!

Aos meus companheiros de quatro patas Puka, Fafi, Naza, Pitoka, Tunico, Pretinha e Frigga, que aguentaram meus muitos momentos de Felícia.

Aos meus irmãos, Flávio e João, parceiros sempre.

Ao Matheus, meu eterno companheiro, que pacientemente encara meus acessos de estresse, mau humor, depressão... e, por que não, de felicidade extrema!!

E, sobretudo, meus pais, João e Bete. O alicerce que mantem meus pés no chão. Sempre prontos nos momentos mais difíceis.

Obrigada!!

Marques-Lima, Fernanda Cristina. **Mamíferos de Médio e Grande Porte em Sítios de Restauração Ecológica da Mata Atlântica: Características da Paisagem e Diversidade Funcional**. 2018. 109 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

RESUMO

As medidas de restauração ecológica são empregadas como uma ferramenta de facilitação para a recuperação de ecossistemas e conservação da biodiversidade. Diferentes variáveis são determinantes para o sucesso de tais medidas, incluindo os padrões de dispersão animal na paisagem. Entretanto, a fauna presente em áreas de restauração ecológica raramente é monitorada. Devido à necessidade de gerar conhecimento relevante sobre a efetividade de medidas de restauração ecológica para a recomposição da fauna local, esta tese teve por objetivo avaliar o potencial de sítios de restauração ecológica implementados na Mata Atlântica em manter assembleias de mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens fragmentadas. No capítulo 1 foi verificada a influência da estrutura da paisagem na recomposição de mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica, identificando quais as características da paisagem podem explicar as diferenças existentes entre as assembleias de fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. Já no capítulo 2, foi verificada as diferenças entre as funções ecológicas presentes nestas formações florestais. Embora fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica tenham apresentado mesma riqueza, os resultados demonstram diferenças na composição de suas espécies, com relativa restrição de importantes dispersores de sementes aos fragmentos florestais. Além disso, a porcentagem de cobertura florestal na paisagem foi responsável por 29,09% da variação da composição de espécies entre as formações florestais avaliadas, exercendo influência positiva para algumas espécies florestais, como a anta e a cutia (*Tapirus terrestres* e *Dasyprocta azarae*, respectivamente), e influência negativa para espécies de área aberta, como o cachorro do mato (*Cerdocyon thous*). As diferenças na composição de mamíferos resultos em menor distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) nos sítios de restauração ecológica. Os resultados demonstram a importância dos sítios de restauração ecológica para a recomposição das assembleias e das funções exercidas pelos mamíferos terrestres de médio e grande porte em paisagens fragmentadas. Além disso, as diferenças encontradas revelam a necessidade de se considerar não apenas as características da paisagem para a implantação de novas iniciativas de restauração ecológica, mas também os requerimentos ecológicos das espécies pré-existentes nas paisagens a serem restauradas associados às suas respostas frente as modificações no ambiente.

Palavras-chave: Composição de espécies; Composição funcional; Diversidade funcional; Ecologia da Paisagem; Fragmentação florestal; Mamíferos terrestres; Restauração ambiental

Marques-Lima, Fernanda Cristina. **Large and Medium-size Mammals in Atlantic Forest Ecological Restoration Sites: Landscape Features and Functional Diversity**. 2018. 109 f. Thesis (Doctorate in Biological Sciences) – State University of Londrina, 2018.

ABSTRACT

Ecological restoration strategies are used as a tool to facilitate of recovery ecosystems and biodiversity conservation. Several studies have shown that different variables are determinant for these strategies success, including patterns of animal dispersal in the landscape. However, the fauna present in ecological restoration areas is rarely monitored. Due to the need to generate relevant knowledge about the effectiveness of ecological restoration for the local fauna, this thesis aimed to evaluate the potential of ecological restoration sites implemented in the Atlantic Forest to maintain large and medium-sized terrestrial mammal assemblages in fragmented landscapes, as well as to verify the differences between ecological restoration sites and forest fragments that compose the evaluated landscapes. The first chapter verified the influence of the landscape structure on the recomposition of larger mammals in ecological restoration sites, identifying which landscape features can explain the differences between forest fragment and ecological restoration sites assemblages. The second chapter verified the differences in the ecological functions present in these forest formations. Although forest fragments and ecological restoration sites had similar richness, the results show differences in species composition, with relative restriction of important seed dispersers to the forest fragments. In addition, the percentage of forest cover in the landscape was responsible for 29.09% of the variation of the species composition among the forest formations evaluated, exerting a positive influence on some forest species such as the tapir and the agouti (*Tapirus terrestris* and *Dasyprocta azarae*, respectively), and negative influence on open area species, such as the crab eating fox (*Cerdocyon thous*). These differences in mammals composition resulted in a lower distribution of the attribute diet seeds (D.Sd) in ecological restoration sites. The results demonstrate the importance of ecological restoration sites for the recomposition of assemblies and the functions performed by large and medium-sized terrestrial mammals in fragmented landscapes. In addition, the differences revealed the need to consider not only the characteristics of the landscape for the implementation of new ecological restoration initiatives but also the preexisting species ecological requirements in the landscapes to be restored in association with their responses to environmental changes.

Key words: Environmental restoration; Forest fragmentation; Functional composition; Functional diversity; Landscape Ecology; Species composition; Terrestrial mammals

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figura 1** – Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná e sudoeste de São Paulo 25
- Figura 2** – Representação da metodologia de amostragem em cada ponto amostral, com distância de 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesma metodologia de registro 27
- Figura 3** – Curvas acumulada do número de espécies de mamíferos de maior porte de acordo com o aumento do esforço amostral em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) 33
- Figura 4 (A)** – Composição de mamíferos terrestres de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira plotado utilizando NMDS 34
- Figura 4 (B)** – Frequência de ocorrência das espécies de mamíferos terrestres de maior porte que apresentam diferenças significativas entre fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira 34
- Figura 5 (A)** – Análise de redundância (RDA) identificando as variáveis ambientais explicativas para a variabilidade de espécies de mamíferos terrestres de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul) 35
- Figura 5 (B)** – Representação visual tamanho do efeito (coeficiente de correlação de Pearson) e os intervalos de confiança (95%) das variáveis ambientais explicativas para a variância das frequências de ocorrência das espécies amostradas em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica 35

Capítulo 2

- Figura 1** – Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná 54
- Figura 2** – Representação da metodologia de amostragem em cada ponto amostral, com distância de 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesma metodologia de registro 56
- Figura 3** – Variação média dos índices de diversidade funcional (FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) 61
- Figura 4** – Análise de coordenadas principais (PCoA) ilustrando as variações na composição de atributos funcionais (CWM) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF)..... 62

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1 – Locais amostrados durante o estudo (Local.Amb), destacando o código de cada local, área (m²), perímetro (m), relação área/perímetro (A/P), distância de corpos aquáticos (D.Aq), e número de transectos (NT) e pontos amostrais (PA) 26

Tabela 2 – Mamíferos de maior porte registrados no estudo destacando o número de registros por formação florestal (FF e RF) e número de formações florestais em que foram registradas (n° FF e n° RF) 31

Tabela 3 – Estimativas do tamanho do efeito (r) e intervalos de confiança de 95% (CI) das variáveis ambientais selecionadas sobre as espécies que apresentaram qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3..... 35

Capítulo 2

Tabela 1 – Locais amostrados durante o estudo, destacando o ambiente (FF: Fragmento florestal; RF: Sítio de restauração ecológica), área (ha), distância de corpos aquáticos, e número de transectos e pontos amostrais 55

Tabela 2 – Atributos funcionais utilizados para as comunidades de mamíferos estudadas .. 57

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
-------------------------------	----

REFERÊNCIAS	15
--------------------------	----

CAPÍTULO 1

IMPORTÂNCIA DA COBERTURA FLORESTAL NA COLONIZAÇÃO DE ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS DE MAIOR PORTE.....	20
--	----

RESUMO.....	21
-------------	----

ABSTRACT	22
----------------	----

INTRODUÇÃO	22
------------------	----

MATERIAL E MÉTODOS.....	24
-------------------------	----

Área de Estudo	24
----------------------	----

Amostragem de Mamíferos de Maior Porte.....	26
---	----

Caracterização da Paisagem.....	27
---------------------------------	----

Análise Estatística	28
---------------------------	----

RESULTADOS	31
------------------	----

DISCUSSÃO	36
-----------------	----

Riqueza e Composição de Espécies	36
--	----

Características da Paisagem	37
-----------------------------------	----

Considerações Finais.....	39
---------------------------	----

AGRADECIMENTOS	40
----------------------	----

REFERÊNCIAS.....	40
------------------	----

CAPÍTULO 2

RECOMPOSIÇÃO FUNCIONAL DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	49
--	----

RESUMO.....	50
-------------	----

ABSTRACT	51
----------------	----

INTRODUÇÃO	51
------------------	----

MATERIAL E MÉTODOS.....	53
-------------------------	----

Área de Estudo	53
----------------------	----

Amostragem de Mamíferos de Maior Porte.....	55
---	----

Determinação dos Atributos Funcionais	56
Índices de Atributos Funcionais.....	57
Análise Estatística	59
RESULTADOS	60
DISCUSSÃO	62
AGRADECIMENTOS	65
REFERÊNCIAS.....	65
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	75
APÊNDICES	77
APÊNDICE A1. Mapa de classificação do uso do solo de cada unidade amostral	78
APÊNDICE A2. Script R – Curva de rarefação.....	79
APÊNDICE A3. Script R – Riqueza e composição de espécies	80
APÊNDICE A4. Script R – Características da Paisagem.....	82
APÊNDICE A5. Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada formação florestal amostrada.....	85
APÊNDICE B1. Literatura utilizada para a determinação e classificação de importância dos atributos funcionais utilizados	87
APÊNDICE B2. Atributos funcionais das espécies de mamíferos de maior porte amostradas .	90
APÊNDICE B3. Script R – Correlação funcional e Índices de Atributos Funcionais.....	92
APÊNDICE B4. Script R – Análise FD	93
APÊNDICE B5. Script R – Análise CWM	96
APÊNDICE B6. Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada unidade amostral utilizada nas análises funcionais.....	97
ANEXOS	98
ANEXO1. Normas da <i>Biological Conservation</i>	99

1 INTRODUÇÃO GERAL

2
3 O crescimento e a dispersão das atividades humanas impactam as regiões tropicais,
4 convertendo suas paisagens em mosaicos de pequenos fragmentos florestais inseridos em
5 matrizes dominadas por atividades agropecuárias e assentamentos humanos (Lira et al., 2012;
6 Ribeiro et al., 2009; Tabarelli et al., 2005, 2010). Tais modificações criam áreas inabitáveis
7 para uma variedade de espécies animais e vegetais, comprometendo assim a persistência da
8 biodiversidade e de diversos processos ecológicos (Cardinale et al., 2012; Ceballos et al.,
9 2015; Dirzo et al., 2014; Fahrig, 2003; Galetti et al., 2013).

10 Populações de mamíferos, por exemplo, apresentam as maiores taxas de declínio em
11 regiões tropicais (Dirzo et al., 2014), das quais a Floresta Atlântica brasileira apresenta um
12 cenário particularmente preocupante. Considerado um dos cinco mais importantes centros de
13 biodiversidade e endemismo no mundo (Myers et al., 2000), a Mata Atlântica possui 298
14 espécies de mamíferos conhecidas (Paglia et al., 2012). Notadamente, cerca de 30% dessas
15 espécies são endêmicas deste bioma (Paglia et al., 2012). Atualmente, a Floresta Atlântica
16 possui cobertura florestal reduzida à aproximadamente 11% de sua extensão original, sendo
17 caracterizada principalmente por fragmentos florestais isolados e menores que 50 ha (Ribeiro
18 et al., 2009). O panorama atual da Mata Atlântica impede a manutenção de assembleias
19 naturais de mamíferos, promovendo a redução do tamanho populacional e a perda ou
20 substituição de espécies especialistas florestais por espécies adaptadas à perturbações
21 (Cardinale et al., 2006; Canale et al., 2012; Dotta e Verdade 2011; Galetti e Dirzo, 2013). Tais
22 modificações resultam num efeito cascata em diferentes escalas, tanto espaciais, quanto
23 temporais (Galetti e Dirzo, 2013; Kurten, 2013).

24 Os mamíferos terrestres de médio e grande porte ($\geq 1,0$ kg, Fonseca e Robinson, 1990;
25 tratados nos capítulos a seguir como mamíferos de maior porte) representam 23,5% das
26 espécies de mamíferos presentes na Mata Atlântica brasileira. Tais espécies desempenham
27 importantes funções ecológicas, influenciando direta e indiretamente a estrutura de
28 comunidades animal e vegetal e, conseqüentemente, a regeneração florestal (Galetti e Dirzo,
29 2013; Roemer et al., 2009). Mamíferos frugívoros e/ou herbívoros influenciam a regeneração
30 florestal por meio da dispersão de sementes e do controle populacional de espécies vegetais
31 (Beck et al., 2013; Carrillo et al., 2000; DeMatia et al., 2004; Dirzo e Miranda, 1990;
32 Terborgh et al., 2008). Assim, a perda de espécies herbívoras de grande importância
33 ecológica, como os grandes roedores, os veados, os porcos e a anta, afeta diretamente a
34 composição, a diversidade e a regeneração da vegetação (Carrilo et al., 2000; DeMatia et al.,

2004; Dirzo e Miranda, 1990; Terborgh, 2008). Por outro lado, os mamíferos carnívoros participam indiretamente da dinâmica florestal por meio do controle populacional da fauna local (Crooks e Soulé, 1999; Fonseca e Robinson, 1990; Nichols et al., 2009; Palomares et al., 1995; Terborgh et al., 2001). A ausência de predadores de topo de cadeia, como as onças, tem graves implicações no controle “*top-down*” das demais populações (por meio da predação de cima para baixo na cadeia alimentar). Em locais onde os carnívoros predadores de topo foram extintos, observa-se a diminuição na riqueza de espécies de aves e outros pequenos vertebrados, associada ao aumento na predação por mamíferos generalistas de médio porte (Crooks e Soulé, 1999; Fonseca e Robinson, 1990; Palomares et al., 1995).

Além disso, os mamíferos de maior porte possuem determinadas particularidades que conferem ao grupo uma maior vulnerabilidade às alterações do hábitat. Notadamente, tais espécies são caracterizadas por apresentar baixa fecundidade, período gestacional prolongado, baixa taxa de crescimento e, conseqüentemente, baixa densidade populacional, o que faz com que necessitem de grandes áreas naturais para sua sobrevivência (Cardillo et al., 2005; Dirzo, 2001). Tais características influenciarão a forma de obtenção e utilização dos recursos disponíveis no hábitat e, portanto, o funcionamento dos ecossistemas (Violle et al., 2007). Desta forma, além de ameaçar diretamente as espécies de mamíferos, as alterações do hábitat também representam ameaça de modificações ou perda das funções ecológicas exercidas pelos mamíferos mais vulneráveis (Dirzo et al., 2014; Galetti e Dirzo, 2013; Jorge et al., 2013; Magioli et al., 2015).

Mesmo que algumas espécies, como a onça parda (*Puma concolor* (Linnaeus, 1771)) e o tatu galinha (*Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758), por exemplo, utilizem a matriz agrícola como habitat e fonte de alimento (Magioli et al., 2014), as áreas de conservação fragmentadas e isoladas podem ser insuficientes para a manutenção das assembleias de mamíferos de maior porte a longo prazo, principalmente para aquelas espécies com requerimentos ecológicos mais específicos e dependentes do ambiente florestal (*Cuniculus paca* e *Speothos venaticus*, por exemplo). Atualmente, os fragmentos florestais da Mata Atlântica retêm uma fração empobrecida do conjunto original de mamíferos de maior porte, apresentando entre 50% e 80% de extinções locais (Beca et al., 2017; Galetti et al., 2009). Espécies como a onça pintada (*Panthera onca* (Linnaeus, 1758)), predador de topo de cadeia, e a anta (*Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)) e o queixada (*Tayassu pecari* (Link, 1795)), grandes dispersores de sementes, por exemplo, são consideradas extintas em determinadas paisagens (Galetti et al., 2013; Jorge et al., 2013) e as funções exercidas por eles foram conseqüentemente perdidas. Assim, informações sobre os atributos funcionais das espécies de

69 mamíferos em paisagens modificadas são essenciais para avaliar as alterações funcionais
70 decorrentes da fragmentação florestal e perda de hábitat (Magioli et al., 2015).

71 Diante deste cenário, diversos estudos propõem a utilização de medidas de restauração
72 ecológica como ferramenta de restabelecimento de funções ecológicas e conservação da Mata
73 Atlântica (e.g., Beca et al., 2017; Brancalion et al., 2013; Crouzeilles et al., 2015; Ribeiro et
74 al., 2009). De fato, a restauração ecológica tem sido considerada uma prioridade global de
75 conservação (Menz et al., 2013). Tais medidas visam à facilitação da recuperação de
76 ecossistemas por meio de dois objetivos principais, a representatividade de espécies e funções
77 ecológicas, e a persistência desses elementos a longo prazo (Noss et al., 2009). No entanto, o
78 sucesso da restauração depende de uma variedade de características que atuam em diferentes
79 escalas. A perturbação pré-existente no local restaurado e o tempo decorrido desde o plantio
80 são exemplos de características locais determinantes para o sucesso da restauração ecológica.
81 Já a distância e o tamanho dos fragmentos florestais próximos aos locais restaurados são
82 exemplos de características que influenciarão seu sucesso em escalas mais amplas, como a
83 escala da paisagem (Crouzeilles et al., 2016a, 2016b; Suganuma et al., 2018). Notadamente,
84 as características estruturais da paisagem influenciam a viabilidade populacional e os padrões
85 de dispersão animal, e, conseqüentemente, a recolonização dos sítios de restauração ecológica
86 e restauração das funções ecológicas exercidas por tais espécies (Bélisle, 2005; Hanski e
87 Ovaskainen, 2000; Jacquemyn et al., 2003; Magioli et al., 2015; Nicholson e Possingham,
88 2007).

89 Ainda que se reconheça a importância de medidas de restauração ecológica como uma
90 ferramenta de conservação da biodiversidade, o número de estudos avaliando o
91 desenvolvimento e o sucesso de tais medidas para a recomposição da fauna ainda é muito
92 escasso, principalmente para aquelas medidas implementadas na Mata Atlântica (e.g. Santos
93 Jr. et al., 2016; Shuey et al., 2017; Vogel et al., 2016). Grande parte dos estudos têm sido
94 desenvolvidos na Austrália, a partir dos quais são avaliados, por exemplo, a utilização de
95 sítios de restauração ecológica por diferentes grupos de vertebrados e o tempo necessário para
96 a recomposição da fauna local neste novo ambiente (e.g., Craig et al., 2010; McGregor et al.,
97 2014; Nichols e Nichols, 2003). Desta forma, esta tese tem como objetivo principal avaliar o
98 potencial de sítios de restauração ecológica implementados na Mata Atlântica em manter
99 assembleias de mamíferos terrestres de maior porte em paisagens fragmentadas. O estudo foi
100 desenvolvido em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica situados em paisagens
101 altamente fragmentadas da Mata Atlântica do Norte do Paraná e Sudoeste de São Paulo, sendo
102 consideradas diferentes abordagens discriminadas em dois capítulos. No **capítulo 1** foi

103 avaliada a influência da estrutura da paisagem na recomposição de mamíferos de maior porte
 104 em sítios de restauração ecológica. Para isso, as assembleias de mamíferos de maior porte de
 105 sítio de restauração ecológica foram comparadas com as assembleias de fragmento florestal,
 106 visando identificar as principais características da paisagem que explicam as possíveis
 107 diferenças entre essas assembleias. Já no **capítulo 2**, foi avaliada a recomposição de
 108 características funcionais dos mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica,
 109 identificando quais as espécies e as funções ecológicas diferem com relação ao fragmento
 110 florestal.

111

112 REFERÊNCIAS

113

- 114 Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Bruscariol, D., Peres, C.A.,
 115 Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in
 116 biofuel plantations. *Biological Conservation* 210, 352-329.
 117 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>
- 118 Beck, H., Snodgrass, J.W., Thebpanya, P., 2013. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates:
 119 Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological*
 120 *Conservation* 163, 115-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- 121 Bélisle, M., 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology.
 122 *Ecology* 86, 1988-1995. <https://doi.org/10.1890/04-0923>
- 123 Brancalion, P.H.S., Melo, F.P.L., Tabarelli, M., Rodrigues, R.R., 2013. Biodiversity persistence in
 124 highly human modified tropical landscapes depends on ecological restoration. *Tropical*
 125 *Conservation Science* 6, 705-710. <https://doi.org/10.1177/194008291300600601>
- 126 Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive
 127 defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PlosOne*7, e41671.
 128 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- 129 Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W., Orme,
 130 C.D.L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species.
 131 *Science* 309, 1239-1241. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1116030>
- 132 Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C.,
 133 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443,
 134 989-992. <http://dx.doi.org/10.1038/nature05202>
- 135 Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace,
 136 G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B.,

- 137 Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on
138 humanity. *Nature* 486, 59-67. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11148>
- 139 Carrillo, E., Wong, G., Cuarón, A.D., 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected
140 areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24, 1580-1591.
141 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x>
- 142 Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015.
143 Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science*
144 *Advances* 19, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- 145 Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmentes
146 system. *Nature* 400, 563-566. <http://dx.doi.org/10.1038/23028>
- 147 Crouzeilles, R., Beyer, H.L., Mills, M., Grelle, C.E.V., Possingham, P., 2015. Incorporating habitat
148 availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic
149 Forest mammals. *Diversity and Distributions* 21, 1027-1037.
150 <https://doi.org/10.1111/ddi.12349>
- 151 Crouzeilles, R., Curran, M., 2016a. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on
152 restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology*
153 53, 440-448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- 154 Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., Benayas, J. M. R.,
155 2016b. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature*
156 *Communications* 7, 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>
- 157 DeMatia, E.A., Curran, L.M., Rathcke, B.J., 2004. Effects of small rodents and large mammals on
158 neotropical seeds. *Ecology* 85, 2161-2170. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0254>
- 159 Dirzo R., Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function,
160 and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4, 444-447.
161 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>
- 162 Dirzo, R., 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications
163 for biodiversity conservation. In: Press, M.C., Huntly, N. J., Levin, S. (Eds.), *Ecology:
164 Achievement and Challenge*. Blackwell:London, pp. 319-335.
- 165 Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the
166 Anthropocene. *Science* 345, 401-406. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- 167 Dotta, G., Verdade, L.M., 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-
168 eastern Brazil. *Mammalia* 75, 345-352. <http://dx.doi.org/10.1515/MAMM.2011.049>
- 169 Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology,
170 Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
171 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- 172 Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on
 173 small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294.
 174 [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- 175 Galetti, M., Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world.
 176 *Biological Conservation* 163, 1-6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- 177 Galetti, M., Giacomini, H.C., Bueno, R.S., Bernardo, C.S.S., Marques, R.M., Bovendorp, R.S.,
 178 Steffler, C.E., Rubim, P., Gobbo, S.K., Donatti, C.I., Begotti, R.A., Meirelles, F., Nobre, R.A.,
 179 Chiarello, A.G., Peres, C.A., 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large
 180 mammals. *Biological Conservation* 142, 1229-1241.
 181 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.023>
- 182 Galetti, M., Eizirik, E., Beisiegel, B., Ferraz, K., Cavalcanti, S., Srbek-Araujo, A.C., Crawshaw, P.,
 183 Paviolo, A., Galetti Jr., P.M., Jorge, M.L., Marinho-Filho, J., Vercillo, U., Morato, R., 2013.
 184 Atlantic rainforest's jaguars in decline. *Science* 342, 930-930.
 185 <https://doi.org/10.1126/science.342.6161.930-a>
- 186 Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404,
 187 755-758. <https://doi.org/10.1038/35008063>
- 188 Jacquemyn H, Butaye J., Hermy J., 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural
 189 forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11:417-423.
 190 <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0237.x>
- 191 Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as
 192 surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163, 49-57.
 193 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- 194 Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities.
 195 *Biological Conservation* 163, 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>
- 196 Lira, P.K., Ewers, R.M., Banks-Leite, C., Pardini, R., Metzger, J.P., 2012. Evaluating the legacy of
 197 landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in
 198 the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49, 1325-1333.
 199 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x>
- 200 Magioli, M., Moreira, M.Z., Ferraz, K.M.B., Miotto, R.A., Camargo, P.B., Rodrigues, M.G., Canhoto,
 201 M.C.S., Setz, E.Z.F., 2014. Stable isotope evidence of *Puma concolor* (Felidae) feeding
 202 patterns in agricultura landscapes in southeastern Brazil. *Biotropica* 46, 451-460.
 203 <https://doi.org/10.1111/btp.12115>
- 204 Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the
 205 relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic
 206 Forest. *Animal Conservation* 18, 499-511. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12201>

- 207 McGregor, R.A., Stokes, V.L., Craig, M.D., 2014. Does forest restoration in fragmented landscapes
 208 provide habitat for a wide-ranging carnivore? *Animal Conservation* 17, 467-475.
 209 <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12112>
- 210 Menz, M.H.M., Dixon, K.W., Hobbs, R.J., 2013. Hurdles and opportunities for landscape-scale
 211 restoration. *Science* 339, 526-527. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1228334>
- 212 Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity
 213 hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- 214 Nichols, E., Gardner, T.A., Peres, C.A., Spector, S., 2009. Co-declining mammals and dung beetles:
 215 an impending ecological cascade. *Oikos* 118, 481-487. [https://doi.org/10.1111/j.1600-](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x)
 216 [0706.2009.17268.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x)
- 217 Nicholson, E., Possingham, H.P., 2007. Making conservation decisions under uncertainty for the
 218 persistence of multiple species. *Ecological Applications* 17, 251-265.
 219 [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2007\)017\[0251:MCDUUF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2007)017[0251:MCDUUF]2.0.CO;2)
- 220 Noss, R., Nielsen, S., Vance-Boland, K., 2009. Prioritizing Ecosystems, Species and Sites for
 221 Restoration. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P., editors. *Spatial Conservation*
 222 *Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University
 223 Press:Oxford, pp. 158-171.
- 224 Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite,
 225 Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., Tavares, V.C., Mittermeier,
 226 R.A., Patton J.L. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil*. 2ª Ed. Occasional Papers in
 227 *Conservation Biology*, No. 6. Conservation International:Arlington, 2012, 76p.
- 228 Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M., 1995. Positive effects on game species of top
 229 predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and
 230 rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305. [https://doi.org/10.1046/j.1523-](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9020295.x)
 231 [1739.1995.9020295.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9020295.x)
- 232 Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian
 233 Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for
 234 conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
 235 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- 236 Roemer, G.W., Gompper, M.E., Van Valkenburgh, B., 2009. The ecological role of the mammalian
 237 mesocarnivore. *Bioscience* 59, 165-173. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.9>
- 238 Santos Jr., P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L., 2016. The importance of restoration areas to
 239 conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza &*
 240 *Conservação* 14, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>
- 241 Shuey, J., Labus, P., Carneiro, E., Dias, F.M.S., Leite, L.A.R., Mielke, O.H.H., 2017. Butterfly
 242 communities respond to structural changes in forest restorations and regeneration in lowland

- 243 Atlantic Forest, Paraná, Brazil. *Journal of Insect Conservation* 21, 545-557.
244 <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9994-y>
- 245 Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D., Durigan, G. 2018. Environment and landscape rather than planting
246 design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Applied*
247 *Vegetation Science* 21, 76-84. <https://doi.org/10.1111/avsc.12341>
- 248 Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M.M., Bedê, L.C., 2005. Desafios e oportunidades
249 para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1, 132-
250 138.
- 251 Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. Peres, C.A., 2010. Prospects for biodiversity
252 conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes.
253 *Biological Conservation* 143, 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- 254 Terborgh, J., Lopez, L., Percy, N.V., Rao, M., Shahabunnin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio,
255 R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest
256 fragments. *Science* 294, 1923-1926. <https://doi.org/10.1126/science.1064397>
- 257 Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Patricia Alvarez, Swamy, V.,
258 Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89, 1757-
259 1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- 260 Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the
261 concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882-892. [https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-](https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x)
262 [1299.15559.x](https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x)
- 263 Vogel, H.F., Spotswood, E., Campos, J.B., Bechara, F.C., 2016. Annual changes in a bird assembly on
264 artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. *Biota*
265 *Neotropica* 16, e0069. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069>
266

CAPÍTULO 1

267
268
269
270
271
272
273
274
275
276
277
278
279
280
281
282
283
284
285
286
287
288
289
290
291
292
293
294
295
296
297
298

Importância da cobertura florestal na colonização de áreas de restauração ecológica por assembleias de mamíferos de maior porte

Artigo a ser submetido ao periódico Biological Conservation –

<https://www.elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>

299 **Importância da cobertura florestal na colonização de áreas de restauração ecológica por**
300 **assembleias de mamíferos de maior porte**

301

302 Fernanda Cristina Marques^{a, c}, Luiz dos Anjos^b

303

304 ^a Programa de Pós-Graduação, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina
305 (UEL) 86051-990 Londrina, Paraná, Brasil.

306 ^b Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) 86051-990 Londrina,
307 Paraná, Brasil.

308 ^c Autor para correspondência. Endereço de e-mail: fernanda1081@gmail.com (F.C. Marques)

309

310 **RESUMO**

311 Frente às alterações resultantes da fragmentação florestal, a persistência de grandes
312 vertebrados, como os mamíferos de maior porte, depende não apenas da proteção dos habitats
313 remanescentes, mas também de medidas de restauração ecológica. Sabe-se que o contexto da
314 paisagem é um importante preditor da persistência, abundância e distribuição de espécies. No
315 entanto, sua influência sobre o sucesso da restauração ecológica raramente é avaliada. Assim,
316 este estudo avalia como as características da paisagem influenciam a recomposição de
317 mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica. Mais especificamente, buscou-
318 se identificar como fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica diferem em relação
319 à riqueza e composição de mamíferos de maior porte e quais as características estruturais da
320 paisagem podem ser responsáveis por tais diferenças. Embora fragmentos florestais e sítios de
321 restauração ecológica tenham apresentado mesma riqueza, os resultados demonstram
322 diferenças na composição de suas espécies, com relativa restrição de importantes dispersores
323 de sementes aos fragmentos florestais. Além disso, a porcentagem de cobertura florestal na
324 paisagem foi responsável por 29,09% da variação da composição de espécies entre as
325 formações florestais avaliadas, exercendo influência positiva ou negativa dependendo da
326 espécie. Os resultados demonstram a importância de se considerar não apenas as
327 características da paisagem em planejamentos de restauração ecológica, mas também a fauna
328 pré-existente na paisagem e como tais espécies respondem às alterações do ambiente,
329 assegurando, assim, o sucesso de futuras medidas de restauração ecológica.

330

331 *Palavras-chave:* Mamíferos terrestres; Composição de espécies; Fragmentação florestal;
332 Restauração ambiental; Ecologia da Paisagem

333

334

335 **ABSTRACT**

336 In the face of changes resulting from forest fragmentation, the persistence of large vertebrates,
337 such as larger mammals, depends not only on protecting the remaining habitats but also on
338 ecological restoration strategies. It is known that the landscape context is an important
339 predictor of species persistence, abundance, and distribution, however, its influence on the
340 success of ecological restoration is rarely evaluated. Thus, this study evaluates how landscape
341 features influence the larger mammals recomposition in ecological restoration sites.
342 Specifically, the main objective was to identify how forest fragments and ecological
343 restoration sites differ in larger mammals richness and composition and what landscape
344 features may be responsible for such differences. Although the environments presented the
345 same richness, the results show differences in their species composition, with relative
346 restriction of important seed dispersers to the forest fragments. In addition, the landscape
347 forest cover percentage was responsible for 29.09% of species composition variation among
348 the forest formations evaluated, exerting positive or negative influence depending on the
349 species. The results demonstrate the importance of considering not only the landscape features
350 in ecological restoration plans but also the pre-existing landscape fauna and how these species
351 respond to environmental changes, thus ensuring the success of future environmental
352 restoration initiatives.

353

354 *Key words:* Terrestrial mammals; Species composition; Forest fragmentation; Environmental
355 restoration; Landscape Ecology

356

357

358 **1. Introdução**

359

360 A degradação ambiental, a fragmentação florestal e a perda de hábitat são os principais
361 responsáveis pela diminuição da biodiversidade e interações biológicas (Bierregaard et al.,
362 1997; Fahrig, 2003; Galetti e Dirzo 2013; Pardini et al., 2010). Globalmente, cerca de 80% da
363 cobertura florestal foi substituída por ecossistemas agrícolas (Kissinger et al., 2012)
364 impactando negativamente aproximadamente 53% dos vertebrados terrestres (Ceballos et al.,
365 2015). A Floresta Atlântica brasileira, originalmente uma das maiores florestas tropicais das
366 Américas, encontra-se reduzida a aproximadamente 11% de sua extensão original. Além

367 disso, 84% da área atual da Mata Atlântica consiste em remanescentes florestais isolados e
368 menores que 50 ha (Ribeiro et al., 2009). Como consequência, observa-se altos níveis de
369 defaunação, especialmente de vertebrados de grande porte, o que leva à alterações da
370 composição e funcionamento florestal em consequência de rupturas nas cascatas ecológicas
371 (Dirzo et al., 2014; Young et al., 2016).

372 Espécies de maior porte, como os mamíferos com mais de 1 kg (Fonseca e Robinson,
373 1990), são especialmente vulneráveis devido às suas particularidades biológicas, como baixa
374 fecundidade, período gestacional prolongado, baixa taxa de crescimento e, conseqüentemente,
375 baixa densidade populacional, o que faz com que necessitem de grandes áreas naturais para
376 sua sobrevivência (Cardillo et al., 2005; Dirzo, 2001). Adicionalmente, grande parte dessas
377 espécies atuam como dispersoras de sementes e sua perda pode interromper as interações
378 animal-plantas, impactando ecossistemas inteiros (Almeida-Neto et al., 2008; Jordano, 1992).

379 Como alternativa, diversos estudos propõem medidas de restauração ecológica como
380 ferramenta de recuperação e conservação da biodiversidade (e.g., Beca et al., 2017;
381 Brancalion et al., 2013; Crouzeilles et al., 2015; Ribeiro et al., 2009). Tais medidas visam a
382 facilitação da recuperação de ecossistemas por meio de dois objetivos principais, a
383 representatividade e a persistência de espécies e funções ecológicas a longo prazo nas áreas
384 restauradas (Noss et al., 2009). Para atingir estes objetivos, os sítios de restauração ecológica
385 devem fornecer habitat para a fauna local, sendo, portanto, altamente dependentes de sua
386 relação espacial com outros fragmentos (Menz et al., 2013; Noss et al., 2009).

387 Características estruturais da paisagem, como cobertura florestal e conectividade,
388 atuarão de forma diferenciada sobre medidas de restauração, cujos resultados são intimamente
389 relacionados à dinâmica da metapopulações locais (Noss et al., 2009). Tais características
390 influenciam a viabilidade populacional e os padrões de dispersão animal na paisagem, e,
391 conseqüentemente, a recolonização dos sítios de restauração ecológica (Bélisle, 2005; Hanski
392 e Ovaskainen, 2000; Jacquemyn et al., 2003; Nicholson e Possingham, 2007). Recentes meta-
393 análises sobre medidas de restauração ecológica demonstraram a importância da cobertura
394 florestal próxima às áreas de restauração, evidenciando um desenvolvimento mais lento de
395 sítios de restauração ecológica isolados em relação àqueles conectados a fragmentos florestais
396 (Curran et al., 2014; Leite et al., 2013), que atuarão como fonte de sementes e de seus
397 dispersores (Chazdon, 2003; Helmer et al., 2008).

398 Embora se reconheça a importância de características da paisagem em medidas de
399 restauração ecológica, há poucos estudos avaliando a efetividade de tais medidas
400 considerando a abordagem espacial (Crouzeilles et al., 2015, 2016a, 2016b; Leite et al.,

2013). Neste estudo, aborda-se a efetividade da restauração ecológica para os mamíferos, um dos grupos mais vulneráveis aos desmatamentos. Assim, foi analisada a recomposição de espécies de mamíferos de maior porte em sítios de restauração ecológica de paisagens fragmentadas da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira, enfocando em quais características da paisagem beneficiam sua colonização. Mais especificamente, foram avaliadas as seguintes questões: (i) Qual a diferença na riqueza e composição de mamíferos de maior porte entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica? (ii) Como as espécies de mamíferos respondem às diferentes formações florestais? (iii) Quais as características da paisagem influenciam a recomposição de mamíferos de maior porte em áreas de restauração e quais as espécies diretamente influenciadas por estas características? Espera-se que os sítios de restauração ecológica apresentem maior variação na composição de espécies de mamíferos, uma área de transição entre os ambientes florestal e aberto, podendo assim ser ocupado tanto por espécies comumente encontradas em áreas abertas, quanto por espécies de hábito florestal. Em contrapartida, espera-se que as espécies mais exigentes em relação ao ambiente florestal permaneçam restritas aos fragmentos florestais, não sendo capazes de colonizar os sítios de restauração estudados. Espera-se também que a porcentagem de cobertura florestal e a conectividade sejam as características chave que permitam a recomposição dos sítios de restauração ecológica, influenciando positivamente as espécies de mamíferos de hábito florestal e negativamente as espécies de áreas abertas.

420

421 **2. Material e Métodos**

422

423 *2.1. Área de Estudo*

424

425 O estudo foi desenvolvido em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração
426 ecológica (reflorestamentos com espécies nativas; RF) situados na Mata Atlântica do Norte do
427 Paraná e Sudoeste de São Paulo (Fig. 1, Tabela 1). A região é caracterizada pelo alto índice de
428 fragmentação, resultado da produção agrícola de soja, milho e cana de açúcar, e faz parte de
429 dois projetos complementares desenvolvidos na Universidade Estadual de Londrina, o PELD
430 – MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Mata Atlântica do Norte do Paraná) e o
431 P&D – Duke Monitoramento (Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento – ANEEL).

432

433

434

As áreas de amostragens foram selecionadas por possuir fragmentos florestais em bom estado de conservação, como o Parque Estadual Mata dos Godoy (FF05; Fig. 1D), o Parque Florestal de Ibicatu (FF04; Fig. 1A) e a RPPN Matas do Cici (FF01; Fig. 1B), além dos sítios

435 de restauração ecológica com idades similares, implantados de maneira controlada (técnica de
 436 plantio e rol de espécies empregadas) entre 2002 e 2005. Tais formações florestais situam-se
 437 em uma região homogênea em relação a tipologia vegetacional (Floresta Estacional
 438 Semidecidual), apresentando temperaturas moderadas (média anual de 21,4° C) e inverno
 439 pouco rigoroso (temperatura média de 18,0° C; Mendonça e Danni-Oliveira, 2002), solo
 440 predominantemente dos tipos latossolo vermelho escuro eutrófico e nitossolo eutrófico
 441 (Stipp, 2002), mesmo histórico de ocupação, resultado da expansão agrícola iniciada nos anos
 442 1930 (Soares e Medri, 2002). Todas as áreas amostradas são adjacentes ou próximas a corpos
 443 aquáticos (Tabela 1), já que os sítios de restauração ecológica foram implantados em áreas
 444 desapropriadas para a construção de reservatórios de água, atualmente sob concessão da CTG
 445 Brasil (China Three Gorges Corporation).

446

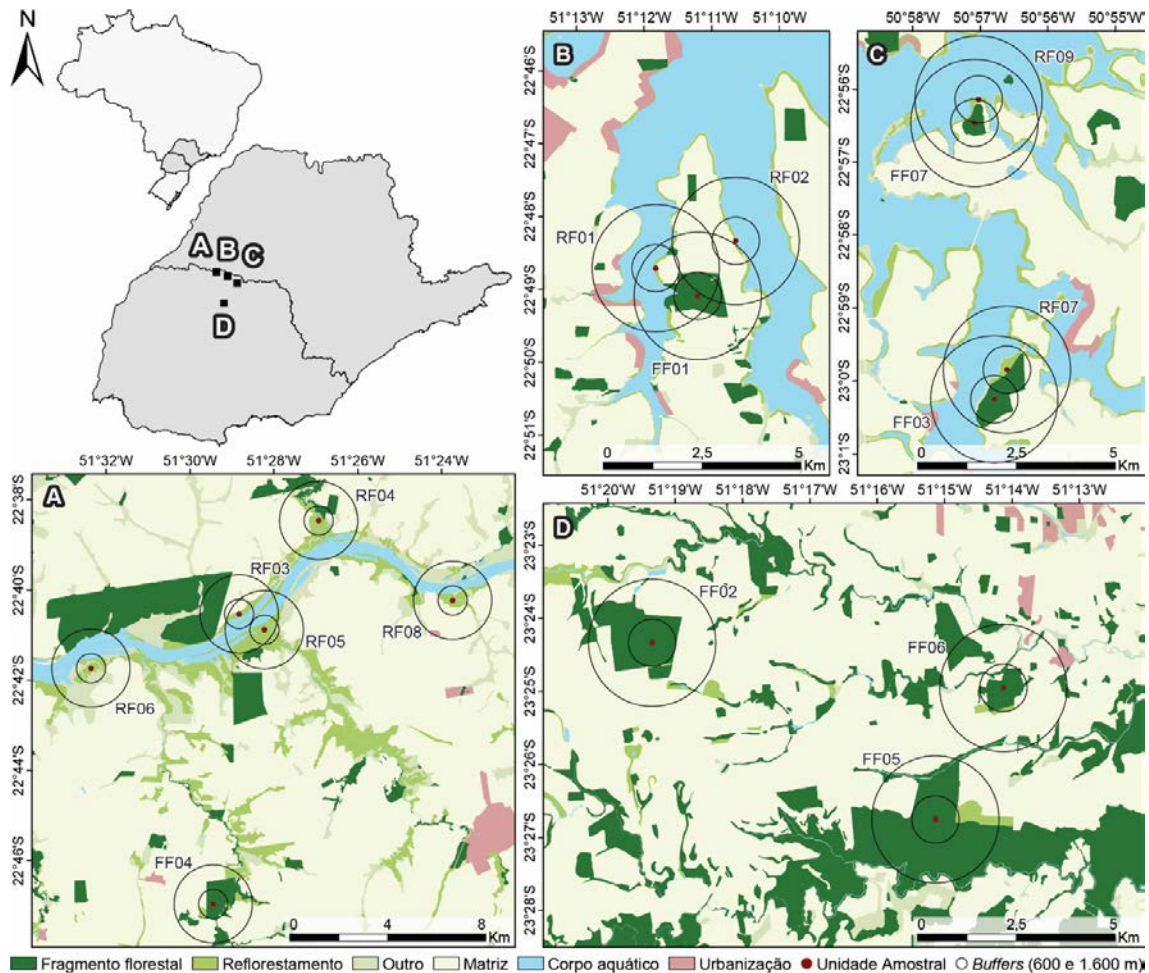


Figura 1. Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná e sudoeste de São Paulo. Linhas em preto delimitam os buffers (áreas circulares) onde foram quantificadas as variáveis ambientais. Criado a partir de classificação de imagem Sentinel-2 de outubro de 2016.

453 2.2. Amostragem de Mamíferos de Maior Porte

454

455 As amostragens foram realizadas em seis campanhas amostrais de cinco a sete dias
456 consecutivos entre setembro de 2015 e junho de 2017, com um intervalo de três meses entre
457 as amostragens de cada local. Assim, ao final das seis campanhas amostrais, foi obtido um
458 esforço amostral de 24 a 28 dias para cada local amostrado (Tabela 1).

459 Foram amostrados sete fragmentos florestais (FF) e nove sítios de restauração
460 ecológica onde foram estabelecidos seis ou doze pontos amostrais dependendo do tamanho e
461 formato do local amostrado (relação área/perímetro). Formações florestais cuja relação
462 área/perímetro apresentou valor inferior a 0,05 m foram amostradas por seis pontos amostrais,
463 enquanto que formações florestais cuja relação área/perímetro apresentou valor superior a 50
464 m foram amostradas por 12 pontos amostrais, com exceção de dois fragmentos florestais
465 (FF02 e FF06) e um sítio de restauração ecológica (RF09) que foram amostrados por seis
466 pontos amostrais devido a ajustes logísticos e a constantes alagamentos ao longo do
467 desenvolvimento do estudo (Tabela 1). Todo o conjunto de pontos amostrais de cada local foi
468 considerado como uma única unidade amostral, garantindo a adequação do esforço amostral
469 local, além de evitar pseudo-replicações.

470

471 Tabela 1. Locais amostrados durante o estudo, destacando o código de cada local, a localização
472 geográfica (XY), área (m²), perímetro (m), relação área/perímetro (A/P), número de transectos (NT),
473 pontos amostrais (PA) e esforço amostral (EA).

Código	XY	Área (km ²)*	Perímetro (km)*	A/P (km)*	NT (PA)	EA
FF01	480830,92; 7476624,76	1,32	6,33	0,21	2 (12)	24
FF02	466476,92; 7411808,2	3,21	15,75	0,20	1 (06)	24
FF03	505676,45; 7456130,42	1,06	5,15	0,21	2 (12)	27
FF04	449792,66; 7480734,53	1,50	6,31	0,24	2 (12)	25
FF05	476005,83; 7406483,97	14,90	67,60	0,22	2 (12)	25
FF06	475947,57; 7410418,41	0,91	11,76	0,08	1 (06)	24
FF07	505004,36; 7463005,26	0,32	2,38	0,14	2 (12)	24
RF01	479840,75; 7477300,74	0,07	1,99	0,04	1 (06)	24
RF02	481661,99; 7478230,42	0,09	3,05	0,03	1 (06)	24
RF03	450738,64; 7492360,41	0,46	6,44	0,07	2 (12)	28
RF04	453897,99; 7496013,28	0,30	3,21	0,09	2 (12)	28
RF05	451186,94; 7491094,65	1,71	15,14	0,11	2 (12)	26
RF06	444555,32; 7490010,03	0,26	2,76	0,09	2 (12)	26
RF07	505776,49; 7456825,73	0,16	2,55	0,06	2 (12)	27
RF08	459483,55; 7492866,12	0,62	6,62	0,09	1 (06)	28
RF09	504903,64; 7463196,41	0,17	6,33	0,03	1 (06)	24

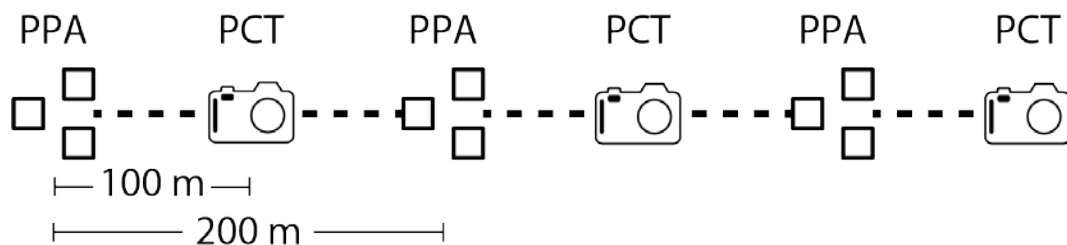
474 * Variáveis obtidas a partir de classificação de imagem Sentinel-2 de outubro de 2016.

475

476 Dois métodos de registros foram utilizados de forma intercalada nos pontos amostrais
477 (adaptado de Espartosa et al., 2011): (1) registros de pegadas em parcelas de areia e (2)

478 registros visuais em *camera trap* (somente um tipo de registro por ponto amostral). Assim,
 479 um mesmo método de registro se repetia a cada 200 m (Fig. 2). Pontos amostrados por
 480 parcelas de areia eram formados por um conjunto de três parcelas de 0,8 x 0,8 m distantes 5 m
 481 entre si que foram verificadas diariamente, desconsiderando dias chuvosos. A identificação
 482 das pegadas foi baseada em guias de identificação específicos (Becker e Dalponte, 2013;
 483 Borges e Tomás, 2004; Moro-Rios et al., 2008). Já para os registros visuais, *cameras trap*
 484 (*Bushnell Trophy Cam 119537C*[®]) foram instaladas a 10 cm de altura do solo e
 485 permaneceram operantes 24 horas/dia durante todo o período de amostragem, configuradas no
 486 modo filmagem.

487



488

489 Figura 2. Representação do método de amostragem em cada ponto amostral, com distância de
 490 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesmo método de registro (PCT: ponto
 491 *camera trap*; PPA: ponto parcela de areia).

492

493 Para cada unidade amostral, foi considerado apenas o primeiro registro de cada espécie
 494 durante um período de 24 horas, iniciado às 10 h, horário médio da instalação das armadilhas
 495 em todos os locais amostrados (adaptado de Cassano et al., 2012). Todos os pontos amostrais
 496 foram iscados com banana, sal, milho ou bacon, cuja sequência foi sorteada na primeira
 497 campanha amostral e utilizada nas campanhas seguintes, obedecendo a um rodízio. Mesmo
 498 que todos os pontos amostrais não fossem iscados com as mesmas iscas nas mesmas
 499 proporções, este sorteio garantiu a aleatorização da proporção das iscas em cada local
 500 amostrado.

501

502 2.3. Caracterização da Paisagem

503

504 Para a caracterização da paisagem, foram selecionadas três variáveis ambientais que
 505 representam a complexidade da paisagem e três variáveis ambientais que representam a
 506 pressão antrópica nas proximidades das unidades amostrais, características que podem
 507 influenciar as variações na frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte em
 508 paisagens fragmentadas. As variáveis que representam a complexidade da paisagem incluem

509 porcentagem da área selecionada ocupada por fragmentos florestais, porcentagem da área
510 selecionada ocupada por sítios de restauração ecológica e índice de proximidade de cada
511 unidade amostral (calculado a partir da cobertura florestal total; FF e RF em conjunto). Já as
512 variáveis que representam a pressão antrópica incluem distância de asfalto, distância de
513 população humana e densidade de população humana. Foram considerados todos os
514 fragmentos florestais presentes em cada *buffer*, independentemente de seu tamanho, devido
515 seu potencial como trampolins entre fragmentos florestais de maior porte (Haddad et al.,
516 2003). O mapa de classificação do uso do solo de cada unidade amostral é apresentado no
517 apêndice A1.

518 Variáveis que representam a complexidade da paisagem foram extraídas de mapa de
519 cobertura do solo, obtido a partir de classificação de imagem Sentinel-2 (resolução 10 m) de
520 outubro de 2016, mesmo período em que foi realizada a amostragem de campo. A imagem foi
521 classificada de forma supervisionada usando o algoritmo de máxima verossimilhança no
522 programa ArcMap 10.2.2 (ESRI, 2014), após identificação das classes em campo (ver figura
523 1). As três variáveis de complexidade da paisagem foram quantificadas por meio da extensão
524 v-LATE (Lang e Tiede, 2003) em *buffers* (áreas circulares) com 600 e 1.600 m de raio
525 plotados a partir do ponto central das unidades amostrais. Os *buffers* utilizados foram
526 selecionados após análise prévia da porcentagem de cobertura florestal total (FF e RF em
527 conjunto) em 10 *buffers* com raio variando de 600 a 1.600 m (passos de 100 m), sendo
528 excluídos aqueles que apresentaram valor de correlação acima de 0,75 (correlação de
529 Pearson). O raio do menor *buffer* foi definido como 600 m visando garantir a presença de pelo
530 menos duas classes de cobertura do solo por unidade amostral. As variáveis que representam a
531 pressão antrópica foram extraídas de mapa demográfico desenvolvido pelo IBGE em 2010
532 (IBGE, 2015) e de mapa de redes-viárias disponibilizado pela OpenStreetMap Foundation
533 (OpenStreetMap Foundation contributors, 2018). Com exceção das variáveis distância de
534 população e distância de asfalto, todas as variáveis foram quantificadas nos *buffers*
535 previamente selecionados, discriminados em área próxima (600 m) e área distante (1.600 m).

536

537 2.4. Análise Estatística

538

539 A frequência de ocorrência das espécies de mamíferos registradas foi obtida a partir da
540 razão entre o número de registros por unidade amostral e o número de dias amostrados em
541 cada unidade amostral. Primeiramente, com o objetivo de avaliar se o esforço amostral foi
542 suficiente para o registro das espécies de mamíferos de maior porte, riqueza de espécies de

543 cada formação florestal (FF e RF) foi estimada através do estimador não paramétrico
544 Bootstrap, de acordo com o número de dias amostrados, a partir do qual foram geradas curvas
545 de rarefação extrapoladas em pelo menos um terço do mínimo de dias amostrados. As análises
546 subsequentes foram desenvolvidas com base em duas matrizes de dados, a primeira contendo
547 as frequências de ocorrência das espécies registradas, e a segunda contendo as variáveis
548 ambientais extraídas da caracterização da paisagem. Para estas análises, foram
549 desconsideradas as espécies que ocorreram em menos que 25% dos locais amostrados
550 (adaptado de Espartosa et al., 2011).

551 Foi utilizada análise de variância multivariada por permutação (PerMANOVA) e
552 análise de dispersão multivariada por permutação (PERMDISP), a fim de verificar se há
553 diferenças significativas na estrutura de assembleias entre fragmentos florestais e sítios de
554 restauração ecológica. A PerMANOVA foi realizada considerando tanto a presença-ausência
555 (riqueza) quanto a frequência de ocorrência das espécies registradas. O escalonamento
556 multidimensional não métrico (NMDS) foi utilizado para visualização das diferenças entre as
557 assembleias de mamíferos das formações florestais estudadas. Esta análise foi considerada
558 adequada para indicar as relações entre os locais amostrados caso apresentasse um valor de
559 estresse menor ou igual a 20 (Clarke, 1993). Anteriormente ao procedimento de NMDS, os
560 dados de frequência de ocorrência foram logaritmizados. Adicionalmente, foi utilizada análise
561 de porcentagem de similaridade (SIMPER) para identificar quais espécies apresentam
562 diferentes frequências de ocorrência entre fragmentos florestais e sítios de restauração
563 ecológica e sua contribuição para a dissimilaridade entre tais formações florestais. Por fim, foi
564 realizado teste de Mantel (1.000 permutações) para verificar a existência de correlação
565 espacial da variação das frequências de ocorrência das espécies registradas. As análises
566 PerMANOVA, PERMDISP e SIMPER foram rodadas utilizando 10.000 permutações.
567 PERMDISP, NMDS e SIMPER foram rodadas utilizando matriz de distância de Bray-Curtis
568 (Legendre e Legendre 1998).

569 Anteriormente à análise espacial, variáveis ambientais altamente colineares foram
570 descartadas visando a minimizar informações redundantes de variáveis explicativas altamente
571 correlacionadas (Blanchet et al., 2008). A colinearidade foi verificada por meio do fator de
572 inflação da variância (VIF) e do coeficiente de correlação de Pearson (r) para cada par de
573 variáveis ambientais (Quinn e Keough, 2002). Foram excluídas aquelas variáveis que
574 apresentaram $VIF > 10$ (Quinn e Keough, 2002) e também uma variável de cada par de
575 variáveis que apresentou valor de correlação acima de 0,75. Neste último caso, foram

576 mantidas as variáveis que apresentaram valores menores de correlação com a maioria das
577 demais variáveis ambientais.

578 Foi utilizada uma abordagem multivariada de seleção de modelos, a análise de
579 redundância (RDA), visando a identificar quais variáveis ambientais contribuem para a
580 variância das espécies entre as formações florestais estudadas e qual a porcentagem desta
581 variância é explicada pelas variáveis ambientais selecionadas. Foi utilizada seleção de
582 modelos por meio de RDA já que análise preliminar de correspondência destendenciada
583 (DCA) indicou uma resposta linear das assembleias de mamíferos registradas (primeiro eixo
584 de ordenação < 3 SD; ver Legendre e Legendre, 1998). Como a RDA caracteriza-se como
585 uma ordenação canônica baseada em distância euclidiana, a matriz de frequência de
586 ocorrência de mamíferos de maior porte foi submetida à transformação de Hellinger, uma
587 transformação que permite o uso de dados biológicos em métodos de ordenação baseados em
588 distância euclidiana (Legendre e Gallagher, 2001), gerando estimativas imparciais e precisas
589 da fração explicada em ordenações canônicas (Peres-Neto et al., 2006).

590 As variáveis ambientais foram selecionadas utilizando um procedimento de seleção
591 em dois passos (Blanchet et al., 2008). Primeiramente, foi realizada uma análise de
592 permutação semelhante à ANOVA (função `anova.cca`; 1.000 permutações) relacionando as
593 variáveis resposta ao modelo global de variáveis explicativas, ou seja, um modelo incluindo
594 todas as variáveis espaciais. Esta análise preliminar deve ser implementada em análises de
595 correlação canônica com o objetivo de verificar a presença de uma ou mais variáveis que
596 contribuam para a variância das variáveis repostas, evitando assim erros tipo I, ou seja, a
597 inclusão de variáveis irrelevantes para a variância observada (Blanchet et al., 2008). Uma vez
598 verificada a existência de variáveis significativas, seguiu-se a seleção para frente (*forward*
599 *selection*) das variáveis explicativas, a partir da qual cada uma das variáveis explicativas é
600 adicionada ao modelo em etapas consecutivas, identificando assim as variáveis ambientais
601 mais correlacionadas com a variância das frequências de ocorrência das espécies analisadas.
602 As variáveis foram selecionadas de acordo com três critérios, o nível de significância alpha do
603 conjunto de variáveis ambientais, maximização do coeficiente de determinação ajustado (R^2_a),
604 e R^2_a superior ao do modelo global (Blanchet et al., 2008). O nível de significância foi
605 definido como $\alpha = 0,10$ visando reduzir a incidência de erros tipo II, ou seja, a exclusão de
606 variáveis relevantes para a variância observada (Buhl-Mortensen, 1996; Underwood, 1997).
607 Os coeficientes de determinação das variáveis explicativas foram ajustados (R^2_a) visando
608 controlar tendências de inflação da explicação devido ao número de variáveis preditoras

609 selecionadas, além de fornecer coeficientes comparáveis com diferentes análises canônicas
610 utilizadas em outros estudos (Peres-Neto et al., 2006).

611 Ao final da seleção, foram calculadas as estimativas do tamanho do efeito (coeficiente
612 de correlação de Pearson, r) para as relações entre cada variável selecionada e as espécies que
613 apresentaram qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3. Esta abordagem, diferentemente
614 dos testes de hipóteses, considera a magnitude dos tamanhos de efeito em uma escala
615 contínua, sem a necessidade de correções de Bonferroni devido ao teste múltiplo
616 (Garamszegi, 2006). Todas as análises foram realizadas no programa R 3.4.1 (R Development
617 Core Team, 2017), utilizando funções básicas do programa, além de outras funções
618 disponíveis nos pacotes iNEXT (Hsieh et al., 2016), corrplot (Wei e Simko, 2016), usdm
619 (Naimi et al., 2014), Hmisc (Harrel Jr. et al., 2017), vegan (Oksanen et al., 2017) e ggplot2
620 (Wickham, 2009). Os scripts utilizados são apresentados nos apêndices A2, A3 e A4.

621

622 3. Resultados

623

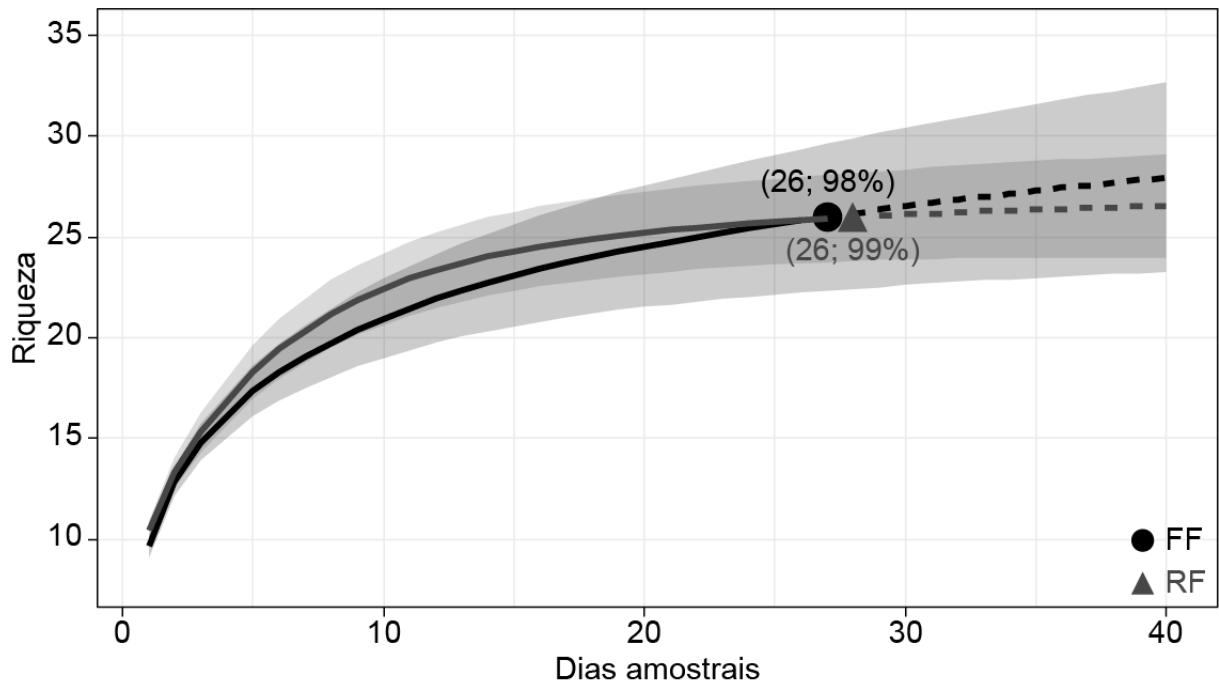
624 Foram obtidos 1.348 registros independentes de 30 espécies de mamíferos de maior
625 porte entre outubro de 2015 e junho de 2017 (Tabela 2). A curva de rarefação de ambas as
626 formações florestais tendeu a estabilizar, sugerindo que o esforço amostral foi suficiente para
627 detectar as espécies de mamíferos presentes em fragmentos florestais e sítios de restauração
628 ecológica (Fig. 3). Das 30 espécies de mamíferos de grande porte registradas, 19 ocorreram
629 em pelo menos 25% dos locais amostrados. Desta forma, as análises subsequentes foram
630 desenvolvidas considerando apenas as frequências de ocorrência destas 19 espécies. A
631 frequência de ocorrência das espécies em cada unidade amostral é apresentada no apêndice
632 A5.

633

634 Tabela 2. Mamíferos de maior porte registrados no estudo destacando o número de registros por
635 formação florestal (FF e RF) e número de formações florestais em que foram registradas (n° FF e n°
636 RF). Primeira coluna indica a classificação de preferéncia de hábitat segundo Beca et al., 2017 e Reis
637 et al., 2014 (A: semi-aquático; F: florestal; NF: não florestal; E: exótico). Última coluna indica a
638 classificação de ameaça segundo IUCN Red List of Threatened Species.

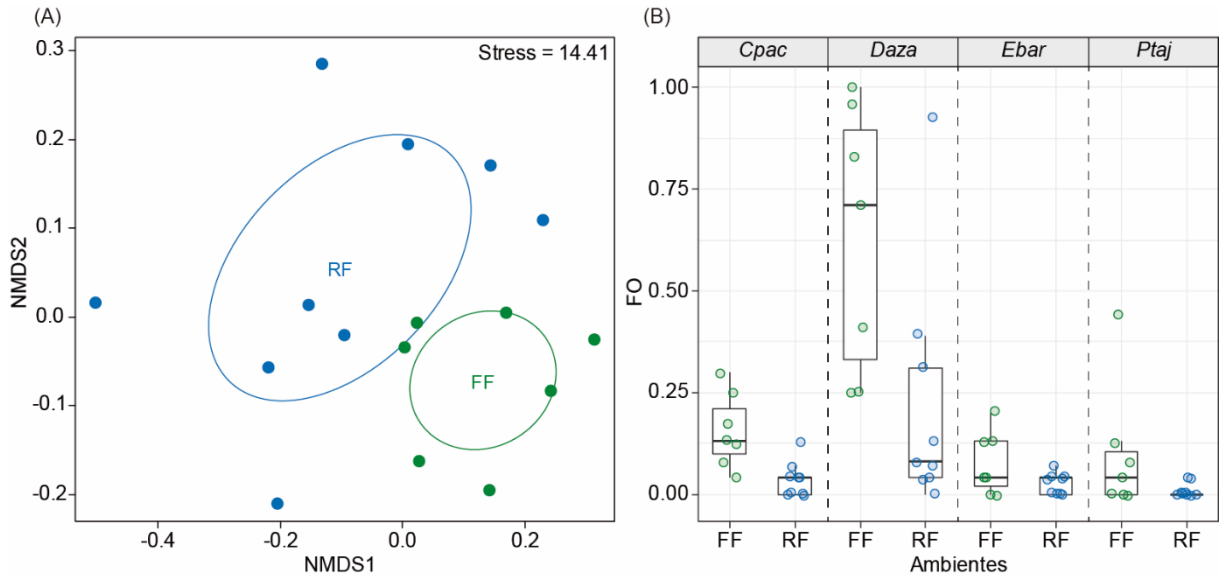
		FF	n° FF	RF	n° RF	IUCN
Ordem Didelphimorphia						
NF	<i>Didelphis albiventris</i> (gambá de orelha branca)	76	7	111	8	LC
F	<i>Didelphis aurita</i> (gambá de orelha preta)	2	1	0	0	LC
Ordem Cingulata						
F	<i>Dasypus novemcinctus</i> (tatu galinha)	100	7	159	9	LC

F	<i>Euphractus sexcinctus</i> (tatu peba)	4	4	10	5	LC
Ordem Pilosa						
NF	<i>Tamandua tetradactyla</i> (tamanduá mirim)	12	6	8	5	LC
Ordem Primates						
F	<i>Sapajus nigritus</i> (macaco preto)	59	6	38	5	NT
F	<i>Alouatta guariba</i> (bugio)	5	1	0	0	LC
Ordem Rodentia						
NF	<i>Coendou spinosus</i> (ouriço cacheiro)	4	3	0	0	LC
A	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (capivara)	0	0	5	4	LC
A	<i>Cuniculus paca</i> (paca)	27	7	8	5	LC
F	<i>Dasyprocta azarae</i> (cutia)	109	7	54	8	DD
A	<i>Myocastor coypus</i> (ratão do banhado)	1	1	1	1	LC
Ordem Lagomorpha						
F	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (tapiti)	0	0	56	6	LC
E	<i>Lepus europaeus</i> (lebre)	0	0	6	4	LC
Ordem Carnivora						
F	<i>Leopardus pardalis</i> (jaguatirica)	3	3	6	3	LC
F	<i>Leopardus guttulus</i> (gato do mato pequeno)	3	3	4	2	V
F	<i>Leopardus wiedii</i> (gato maracajá)	5	3	3	2	NT
F	<i>Puma concolor</i> (onça parda)	7	5	12	7	LC
F	<i>Puma yagouaroundi</i> (gato mourisco)	1	1	4	2	LC
NF	<i>Cerdocyon thous</i> (cachorro do mato)	21	7	75	8	LC
F	<i>Eira barbara</i> (irara)	13	5	6	5	LC
A	<i>Galictis cuja</i> (furão pequeno)	1	1	3	3	LC
A	<i>Lontra longicaudis</i> (lontra)	0	0	2	1	NT
F	<i>Nasua nasua</i> (quati)	81	7	70	8	LC
A	<i>Procyon cancrivorus</i> (mão pelada)	1	1	4	4	LC
Ordem Perissodactyla						
F	<i>Tapirus terrestris</i> (anta)	31	4	38	5	V
Ordem Artiodactyla						
F	<i>Pecari tajacu</i> (queixada)	17	4	2	2	LC
F	<i>Tayassu pecari</i> (cateto)	1	1	2	1	V
E	<i>Sus scrofa</i> (javali)	10	4	0	0	LC
F	<i>Mazama americana</i> (veado mateiro)	2	2	4	1	DD



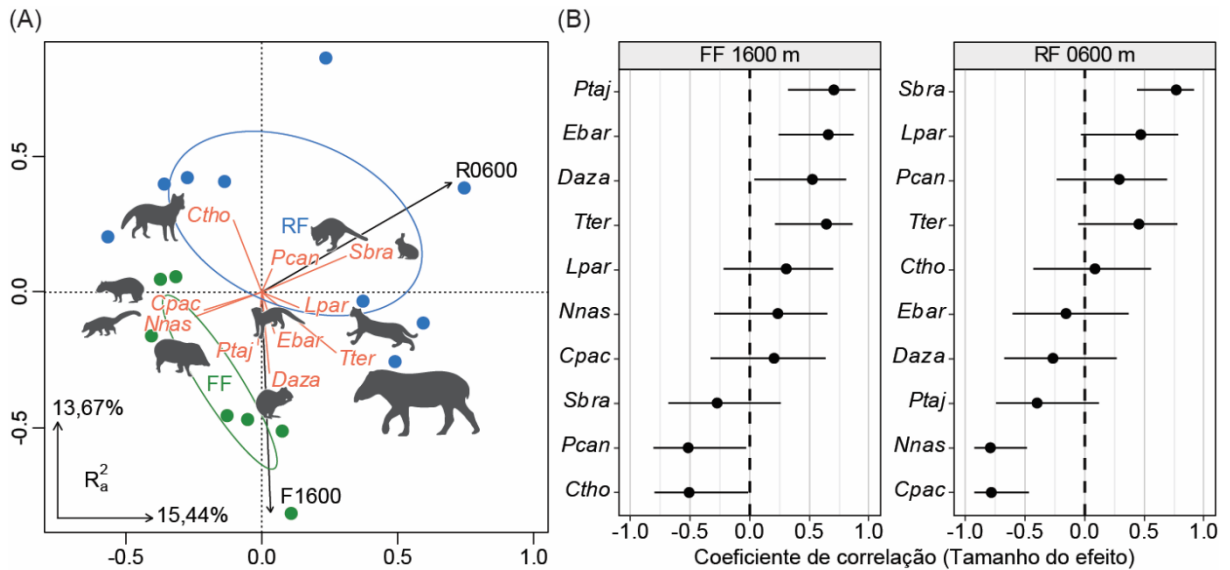
641
 642 Figura 3. Curvas acumulada do número de espécies de mamíferos de maior porte de acordo
 643 com o aumento do esforço amostral em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração
 644 ecológica (RF). Linhas sólidas representam o tamanho amostral enquanto que linhas
 645 tracejadas representam a extrapolação da amostragem. Intervalos de confiança de 95%
 646 (transparência) foram obtidos por estimador Bootstrap baseado em 200 repetições. Números
 647 entre parênteses representam, respectivamente, o número de espécies amostradas e
 648 porcentagem estimada da riqueza total amostrada.
 649

650 Não há diferença na riqueza de espécies de mamíferos de maior porte entre fragmentos
 651 florestais e sítios de restauração ecológica (PerMANOVA, pseudo- $F = 1,3888$; $p = 0,2$), mas
 652 há diferença em suas frequências de ocorrência (PerMANOVA, pseudo- $F = 2,8485$; $p =$
 653 $0,02$). Além disso, há maior variabilidade nas frequências de ocorrência das espécies de
 654 mamíferos em sítios de restauração ecológica do que em fragmentos florestais (PERMDISP,
 655 $F = 5,2829$, $p = 0,04$; Fig. 4A). De fato, a análise NMDS evidenciou adequadamente as
 656 diferenças entre as formações florestais estudadas (Fig. 4A; stress 14,41). *Dasyprocta azarae*
 657 (cutia; SIMPER; $p = 0,009$), *Cuniculus paca* (paca; SIMPER; $p = 0,003$), *Pecari tajacu*
 658 (cateto; SIMPER; $p = 0,02$) e *Eira barbara* (irara; SIMPER; $p = 0,04$) apresentam frequências
 659 de ocorrência significativamente diferentes entre as formações florestais e contribuíram com
 660 27,9% da variação observada, todas ocorrendo com maior frequência em fragmentos florestais
 661 (Fig. 4B). Não foi observada correlação espacial para a variação da frequência de ocorrência
 662 das espécies registradas (Mantel, $r = 0,2043$; $p = 0,06$).
 663



664
 665 Figura 4. (A) Composição de mamíferos de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde)
 666 e sítios de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira
 667 plotado utilizando NMDS. (B) Frequência de ocorrência das espécies de mamíferos de maior
 668 porte que apresentam diferenças significativas entre fragmentos florestais (FF; verde) e sítios
 669 de restauração ecológica (RF; azul) da região centro-sul da Mata Atlântica brasileira. *Cpac*
 670 (*Cuniculus paca*), *Daza* (*Dasyprocta azarae*), *Ebar* (*Eira barbara*), *Ptaj* (*Pecari tajacu*).
 671

672 Três variáveis ambientais foram descartadas durante a análise preliminar dos dados.
 673 As variáveis ambientais porcentagem da área distante ocupada por fragmentos florestais (FF
 674 1600) e porcentagem da área próxima ocupada por sítios de restauração ecológica (RF 0600)
 675 explicaram 29,08% da variação da frequência de ocorrência das espécies de mamíferos
 676 consideradas ($R^2_a = 29,08$; $p < 0,1$; Fig. 5A). Ao analisar o tamanho do efeito das variáveis
 677 selecionadas sobre as 10 espécies de mamíferos com qualidade de ajuste acumulado superior
 678 a 0,3, verifica-se que quatro espécies foram positivamente influenciadas pela porcentagem da
 679 área distante ocupada por fragmentos florestais (FF 1600), enquanto que apenas uma espécie
 680 foi positivamente influenciadas pela porcentagem da área próxima ocupada por sítios de
 681 restauração ecológica (RF 0600; Tabela 3; Fig. 5B).
 682



683
684
685
686
687
688
689
690
691
692
693

Figura 5. (A) Análise de redundância (RDA) identificando as variáveis ambientais explicativas para a variabilidade de espécies de mamíferos de maior porte em fragmentos florestais (FF; verde) e sítios de restauração ecológica (RF; azul). (B) Representação visual tamanho do efeito (coeficiente de correlação de Pearson) e os intervalos de confiança (95%) das variáveis ambientais explicativas para a variância das frequências de ocorrência das espécies amostradas em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. *Ctho* (*Cerdocyon thous*), *Cpac* (*Cuniculus paca*), *Daza* (*Dasyprocta azarae*), *Ebar* (*Eira barbara*), *Lpar* (*Leopardus pardalis*), *Nnas* (*Nasua nasua*), *Ptaj* (*Pecari tajacu*), *Pcan* (*Procyon cancrivorus*), *Sbra* (*Sylvilagus brasiliensis*) e *Tter* (*Tapirus terrestris*).

694
695
696

Tabela 3. Estimativas do tamanho do efeito (r) e intervalos de confiança de 95% (CI) das variáveis ambientais selecionadas sobre as espécies que apresentaram qualidade de ajuste acumulado superior a 0,3. Ver Fig. 5 para acronimos das espécies e formações florestais.

	FF 1600 m		RF 0600 m	
	r	CI (95%)	r	CI (95%)
<i>Cpac</i>	0,193	-0,335 a 0,629	-0,786	-0,922 a -0,475
<i>Ctho</i>	-0,519	-0,807 a -0,032	0,084	-0,430 a 0,556
<i>Daza</i>	0,638	0,207 a 0,861	-0,257	-0,667 a 0,274
<i>Ebar</i>	0,657	0,239 a 0,869	-0,158	-0,606 a 0,366
<i>Lpar</i>	0,314	-0,215 a 0,701	0,468	-0,036 a 0,782
<i>Nnas</i>	0,227	-0,302 a 0,650	-0,784	-0,921 a -0,471
<i>Pcan</i>	-0,504	-0,800 a -0,011	0,454	-0,054 a 0,775
<i>Ptaj</i>	0,709	0,329 a 0,891	-0,400	-0,748 a 0,119
<i>Sbra</i>	-0,277	-0,679 a 0,253	0,771	0,445 a 0,916
<i>Tter</i>	0,529	0,045 a 0,812	0,288	-0,242 a 0,686

697
698

699 4. Discussão

700

701 4.1. Riqueza e Composição de Espécies

702

703 Os resultados obtidos evidenciam a importância da restauração ecológica como
704 ferramenta de recuperação e conservação dos mamíferos de maior porte registrados. Apesar
705 de relativamente jovens (13 a 16 anos), os sítios de restauração ecológica avaliados possuem a
706 mesma riqueza de mamíferos de maior porte que os fragmentos florestais próximos,
707 fornecendo habitat para cerca de 94% das espécies registradas. Há certa escassez de estudos
708 que investiguem a recomposição de vertebrados terrestres em ambientes restaurados,
709 principalmente em áreas de restauração da Mata Atlântica (e.g., Santos Jr. et al., 2016; Vogel
710 et al., 2016). Para os mamíferos, grande parte dos estudos têm sido desenvolvidos na
711 Austrália (e.g., Craig et al., 2010, 2012, 2014; Goldingay et al., 2015; McGregor et al., 2014;
712 Munro et al., 2009; Nichols e Nichols, 2003), fornecendo resultados significativos sobre a
713 importância do grupo para a aceleração da recuperação ambiental em regiões tropicais. Tais
714 estudos justificam seus resultados devido à capacidade de rápida recolonização da maioria das
715 espécies de mamíferos, principalmente se os sítios de restauração ecológica fornecerem os
716 microhabitats requeridos (Craig et al., 2012; Lindenmayer et al., 2016; Vesk et al., 2008),
717 como a presença de abrigos e locais para nidificação (Goldingay et al., 2015; Jones e
718 Davidson, 2016; McGregor et al., 2014).

719 Embora ambas as formações florestais apresentem mesma riqueza, os resultados
720 demonstram diferenças na composição de espécies de fragmentos florestais e sítios de
721 restauração ecológica, evidenciando inclusive a maior variação nas frequências de ocorrência
722 em áreas de restauração em comparação com os fragmentos florestais. Essa variação pode ser
723 reflexo da menor complexidade da estrutura da vegetação local (em cada sítio de restauração)
724 juntamente com a maior diferenciação da vegetação entre os sítios de restauração ecológica.
725 Apesar de implementados com as mesmas espécies vegetais, o tempo desde o plantio
726 associado à distância e ao tamanho dos fragmentos florestais próximos, exercem importante
727 influência no desenvolvimento dos reflorestamentos (Crouzeilles et al., 2016b; Suganuma e
728 Durigan, 2015; Suganuma et al., 2018), resultando em diferenças perceptíveis pelas espécies
729 de vertebrados que colonizam este ambiente. Apesar desta diferença, os resultados
730 demonstram que os sítios de restauração ecológica implementados na região centro-sul da
731 Mata Atlântica possuem atributos suficientes que permitem seu uso por espécies de

732 mamíferos com diferentes requerimentos ecológicos, inclusive para espécies especializadas
733 em florestas, como a anta (*T. terrestris*) e o veado mateiro (*Mazama americana*).

734 Apesar do grande número de espécies florestais registradas na área de estudo (19 das
735 trinta espécies registradas; Beca et al., 2017), apenas duas permaneceram restritas aos
736 fragmentos florestais, o bugio (*Alouatta guariba*) e o gambá de orelha preta (*Didelphis*
737 *aurita*), e quatro apresentam frequências significativamente maiores nos fragmentos florestais,
738 a paca (*C. paca*), a cutia (*D. azarae*), a irara (*E. barbara*) e o cateto (*P. tajacu*). Esta
739 dependência dos fragmentos florestais pode ser um reflexo da dieta altamente frugívora, o que
740 restringe o forrageamento destas espécies em áreas com maior produtividade alimentar
741 (Alves-Costa et al., 2004; Emmons e Feer, 1997; Pérez, 1992; Rodrigues et al., 2013). De
742 fato, Bino et al. (2013) observaram que os processos ecológicos são os principais
743 determinantes para o estabelecimento das assembleias de mamíferos em regiões tropicais,
744 sendo definido principalmente por preferências alimentares. Como grande parte das espécies
745 lenhosas das florestas tropicais dependem exclusivamente de agentes dispersores (Almeida-
746 Neto et al., 2008; Kurten, 2013), a relativa ausência destas espécies nos sítios de restauração
747 ecológica pode comprometer seu desenvolvimento devido a dispersão limitada de sementes
748 (Kurten, 2013; Terborgh et al., 2008). Embora os resultados obtidos demonstrem certa
749 restrição de espécies aos fragmentos florestais, cerca de 74% dos mamíferos de hábito
750 florestal utilizam de forma equivalente ambas as formações florestais, evidenciando o
751 potencial dos sítios de restauração ecológica em ampliar o total de hábitat disponível para
752 grande parte das espécies de mamíferos de maior porte da Mata Atlântica.

753

754 4.2. Características da Paisagem

755

756 Mesmo que as modificações em escala local exerçam alguma influência no sucesso de
757 iniciativas de restauração ecológica, o contexto da paisagem, característica chave para a
758 persistência de espécies em paisagens fragmentadas (e.g. Beca et al., 2017; Pardini et al.,
759 2010), é um dos impulsionadores da dinâmica de metapopulações e, conseqüentemente, da
760 colonização dos sítios de restauração ecológica (Noss et al., 2009; Rodrigues et al., 2009).
761 Notadamente, grande parte das iniciativas de restauração fundamentam seus planejamentos
762 com base em medidas de conectividade da paisagem (Crossman e Bryan, 2006; Crouzeilles et
763 al., 2015; Thomson et al., 2009; Wilson et al., 2011). Contrariamente às expectativas, dentro
764 da escala espacial avaliada, a conectividade da paisagem (avaliada por meio do índice de
765 proximidade) não exerceu qualquer influência sobre a riqueza de espécies registradas nos

766 sítios de restauração ecológica. De fato, Beca et al. (2017) evidenciaram que a estrutura da
767 paisagem não altera a riqueza total de mamíferos de maior porte. De acordo com os autores,
768 este padrão encontrado para os mamíferos é devido ao alto grau de substituição de espécies
769 (*species turnover*) entre manchas de hábitat, sendo claramente influenciado pela cobertura
770 florestal e capacidade de dispersão das espécies.

771 Os resultados obtidos corroboram os achados de Beca et al. (2017), já que a variação
772 na composição de espécies de mamíferos entre as formações florestais avaliadas foi
773 fortemente influenciada pela cobertura florestal da paisagem. Resultados similares foram
774 reportados numa meta-análise global sobre o sucesso de medidas de restauração ecológica
775 (Crouzeilles e Curran, 2016). De acordo com este estudo, o aumento da cobertura florestal
776 influencia positivamente a recuperação da biodiversidade em sítios de restauração ecológica.
777 Além disso, estudos prévios sugerem que as espécies de mamíferos se tornam mais sensíveis a
778 alterações do habitat quando a cobertura florestal da paisagem se encontra abaixo de 30%,
779 resultando em substituição de espécies florestais por espécies adaptadas a ambientes
780 perturbados (Andrén, 1994; Banks-Leite et al., 2014; Beca et al., 2017). Diante deste limiar de
781 hábitat para a manutenção de diferentes assembleias, diversos autores recomendam a
782 implementação de iniciativas de restauração ecológica como uma medida essencial de
783 aumento da conectividade e manutenção de populações viáveis de mamíferos (Banks-Leite et
784 al., 2014; Dixo et al., 2009; Magioli et al., 2015; Martensen et al., 2012; Pardini et al., 2010;
785 Tambosi et al., 2014). De acordo com Magioli et al., 2016, tais iniciativas seriam
786 responsáveis, inclusive, para a recuperação de serviços ecossistêmicos restritos a espécies
787 mais sensíveis, como os grandes predadores e dispersores de sementes (Magioli et al., 2016).

788 Embora os resultados apontem para o sucesso dos sítios de restauração ecológica
789 avaliados, foi possível identificar diferenças na forma como as espécies respondem às
790 variáveis ambientais selecionadas. Notadamente, a anta (*T. terrestris*), um grande dispersor de
791 sementes considerado vulnerável à extinção (IUCN, 2018), foi positivamente influenciada
792 pela porcentagem da área ocupada por fragmentos florestais e encontrada utilizando
793 igualmente tanto fragmentos como sítios de restauração ecológica. Este resultado é de grande
794 importância já que outros estudos reportam que sua ocorrência é dependente de um limite
795 mínimo de 45% de cobertura florestal e de manchas de hábitat maiores que 100 ha (Beca et
796 al., 2017; Jorge et al., 2013). No presente estudo, a anta foi encontrada em mais da metade das
797 formações florestais avaliadas, incluindo cinco dos nove sítios de restauração ecológica e
798 paisagens com limite mínimo de 21% de cobertura florestal (*buffer* de 1.600 m), sugerindo
799 que os sítios de restauração ecológica avaliados têm sido utilizados como corredores entre

800 fragmentos florestais. Já a paca (*C. paca*) e o quati (*N. nasua*), espécies que ocorreram com
801 frequências significativamente maiores nos fragmentos florestais, foram negativamente
802 influenciadas pela porcentagem da área próxima ocupada por sítios de restauração ecológica
803 (RF 0600). São espécies consideradas de baixo risco de extinção (IUCN, 2018) mas que
804 possuem requerimentos ecológicos, como suas exigências alimentares (Alves-Costa et al.,
805 2004; Beisiegel e Campos, 2013; Pérez, 1992), que restringem suas capacidades de utilizar os
806 sítios de restauração ecológica. Este resultado evidencia a importância do planejamento de
807 medidas de restauração ecológica incorporando não só as características estruturais das
808 paisagens, mas também os requerimentos ecológicos das espécies presentes nas paisagens a
809 serem restauradas associados às suas respostas à variação ambiental (e.g., Angelieri et al.,
810 2016; Crouzeilles et al., 2015).

811

812 4.3. Considerações Finais

813

814 Os resultados sugerem que os sítios de restauração ecológica são de grande
815 importância para os mamíferos de maior porte da região centro-sul da Mata Atlântica
816 brasileira. As diferenças da estrutura das assembleias de ambas as formações florestais
817 evidenciam diferenças na forma como as espécies percebem os sítios de restauração
818 ecológica, mas não minimizam o seu papel como ferramenta de recuperação e conservação do
819 grupo. De fato, das 30 espécies registradas em toda a área de estudo, 22 foram encontradas
820 utilizando tanto os fragmentos florestais quanto os sítios de restauração ecológica. Além
821 disso, mesmo que o aumento da cobertura florestal pareça ser a característica principal para o
822 sucesso da restauração ecológica, a colonização do ambiente restaurado é dependente da
823 fauna pré-existente na paisagem (Rodrigues et al., 2009) e de como tais espécies respondem
824 às alterações do ambiente. Frente aos resultados obtidos, recomenda-se, portanto, incluir a
825 avaliação das características da paisagem associada ao monitoramento da fauna remanescente
826 visando identificar as áreas de maior interesse para a conservação de modo a assegurar o
827 sucesso de futuras medidas de restauração ecológica.

828

829

830 **Agradecimentos**

831

832 Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
 833 (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq;
 834 projeto nº 09317) e à Duke Energy (projeto nº 09121) pelo suporte financeiro e fornecimento
 835 de infraestrutura de trabalho de campo. Agradecemos ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP)
 836 por conceder permissão para o desenvolvimento do estudo no Parque Estadual Mata dos
 837 Godoy e Parque Florestal de Ibicatu. Agradecemos também a G. Bochio, A.M.M. Rodrigues e
 838 G.T. Figueiredo pela assistência em campo.

839

840 **Referências**

841

842 Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira-Filho, A., 2008. Vertebrate
 843 dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and
 844 macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* 17, 503-513.

845 <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00386.x>

846 Alves-Costa, C.P., Fonseca, G.A.B., Chistófar, C., 2004. Variation in the diet of the Brown-
 847 nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 85, 478-482.

848 <http://dx.doi.org/10.1644/1383945>

849 Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with
 850 different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.

851 <http://dx.doi.org/10.2307/3545823>

852 Angelieri, C.C.S., Adams-Hosking, C., Ferraz, K.M.P.M.B., Souza, M.P., McAlpine, C.A.,
 853 2016. Using Species Distribution Models to Predict Potential Landscape Restoration
 854 Effects on Puma Conservation. *PLoS ONE* 11:e0145232.

855 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0145232>

856 Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T.,
 857 Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using
 858 ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity
 859 hotspot. *Science* 345, 1041-1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>

860 Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Bruscarriol, D., Peres,
 861 C.A., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest
 862 patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210, 352-329.

863 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>

- 864 Becker, M., Dalponte, J.C., 2013. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de
865 campo. 3ª ed. Technical Books, Rio de Janeiro.
- 866 Beisiegel, B.M., Campos, C.B., 2013. Avaliação do risco de extinção do Quati *Nasua nasua*
867 (Linnaeus, 1766) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 3, 269-276.
- 868 Bêlisle, M., 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape
869 ecology. Ecology 86, 1988-1995. <https://doi.org/10.1890/04-0923>
- 870 Bierregaard Jr., R.O., Laurance, W.F., Sites Jr., J.W., Lynam, A.J., Didham, R.K., Andersen,
871 M., Gascon, C., Tocher, M.D., Smith, A.P., Viana, V.M., Lovejoy, T.E., Sieving,
872 K.E., Kramer, E.A., Restrepo, C., Moritz, C., 1997. Key priorities for the study of
873 fragmented tropical ecosystem. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), Tropical
874 Forest Remnants. Chicago Press, Chicago, pp. 515-525.
- 875 Bino, G., Ramp, D., Kingsford, R.T., 2013. Niche evolution in Australian terrestrial
876 mammals? Clarifying scale-dependencies in phylogenetic and functional drivers of co-
877 occurrence. Evolutionary Ecology 27, 1159-1173. [http://dx.doi.org/10.1007/s10682-](http://dx.doi.org/10.1007/s10682-013-9631-5)
878 [013-9631-5](http://dx.doi.org/10.1007/s10682-013-9631-5)
- 879 Blanchet, G., Legendre, P., Borcard, D., 2008. Forward selection of spatial explanatory
880 variables. Ecology 89, 2623-2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>
- 881 Borges, P.A.L., Tomás, W.M., 2004. Guia de Rastros e Outros Vestígios de Mamíferos do
882 Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- 883 Brancalion, P.H.S., Melo, F.P.L., Tabarelli, M., Rodrigues, R.R., 2013. Biodiversity
884 persistence in highly human modified tropical landscapes depends on ecological
885 restoration. Tropical Conservation Science 6, 705-710.
886 <https://doi.org/10.1177/194008291300600601>
- 887 Buhl-Mortensen, L., 1996. Type-II statistical errors in environmental science and the
888 precautionary principle. Marine Pollution Bulletin 32, 528-531.
889 [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(96\)00036-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(96)00036-7)
- 890 Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W.,
891 Orme, C.D.L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large
892 mammal species. Science 309, 1239-1241. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1116030>
- 893 Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R., 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in
894 the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 44, 818-825. [http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-](http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x)
895 [7429.2012.00870.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x)

- 896 Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015.
897 Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction.
898 Science Advances 19, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- 899 Chazdon, R.L., 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural
900 disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6, 51-71.
901 <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>
- 902 Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure.
903 *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143. [https://doi.org/10.1111/j.1442-](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x)
904 [9993.1993.tb00438.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x)
- 905 Craig, M.D., Hobbs, R.J., Grigg, A.H., Garkaklis, M.J., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hardy,
906 G.E.S.J., 2010. Do thinning and burning sites revegetated after bauxite mining
907 improve habitat for terrestrial vertebrates? *Restoration Ecology* 18, 300-310.
908 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00526.x>
- 909 Craig, M.D., Hardy, G.E.St J., Fontaine, J.B., Garkakalis, M.J., Grigg, A.H., Grant, C.D.,
910 Fleming, P.A., Hobbs, R.J., 2012. Identifying unidirectional and dynamic habitat
911 filters to faunal recolonisation in restored mine-pits. *Journal of Applied Ecology* 49,
912 919-928. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02152.x>
- 913 Craig, M.D., Grigg, A.H., Hobbs, R.J., Hardy, G.E.St.J., 2014. Does coarse woody debris
914 density and volume influence the terrestrial vertebrate community in restored bauxite
915 mines? *Forest Ecology and Management* 318, 142-150.
916 <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.011>
- 917 Crossman, N.D., Bryan B.A., 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural
918 capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* 68, 654-
919 668. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.05.003>
- 920 Crouzeilles, R., Beyer, H.L., Mills, M., Grelle, C.E.V., Possingham, P., 2015. Incorporating
921 habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific
922 approach for Atlantic Forest mammals. *Diversity and Distributions* 21, 1027-1037.
923 <https://doi.org/10.1111/ddi.12349>
- 924 Crouzeilles, R., Curran, M., 2016a. Which landscape size best predicts the influence of forest
925 cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of*
926 *Applied Ecology* 53, 440-448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- 927 Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., Benayas, J. M.
928 R., 2016b. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration
929 success. *Nature Communications* 7, 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>

- 930 Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset
931 policy? *Ecological Applications* 24, 617-631. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>
- 932 Dirzo, R., 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and
933 implications for biodiversity conservation. In: Press, M.C., Huntly, N. J., Levin, S.
934 (Eds.), *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell, London, pp. 319-335.
- 935 Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation
936 in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406.
937 <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- 938 Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S., Zamudio, K.R., 2009. Habitat fragmentation reduces
939 genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic
940 Coastal Forest. *Biological Conservation*. 142, 1560-1569.
941 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.016>
- 942 Emmons, L.H., Feer, F., 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of
943 Chicago Press, Chicago.
- 944 Espartosa, K.D., Pinotti, B.T., Pardini, R., 2011. Performance of camera trapping and track
945 counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation*
946 20, 2815-2829. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0110-4>
- 947 Environmental Systems Research Institute (ESRI), 2014. *ArcGIS Desktop: Release 10.2.2*.
948 Redlands, CA.
- 949 Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology,*
950 *Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
951 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- 952 Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory
953 effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294.
954 [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- 955 Galetti, M., Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a
956 defaunated world. *Biological Conservation* 163, 1-6.
957 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- 958 Garamszegi, L.Z., 2006: Comparing effect sizes across variables: generalization without the
959 need for Bonferroni correction. *Behavioral Ecology* 17, 682-687.
960 <https://doi.org/10.1093/beheco/ark005>
- 961 Goldingay, R.L., Ruegger, N.N., Grimson, M.J., Taylor, B.D., 2015. Specific nest box
962 designs can improve habitat restoration for cavity-dependent arboreal mammals.
963 *Restoration Ecology* 23, 482-490. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12208>

- 964 Haddad, N.M., 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615.
 965 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0609:CUBDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0609:CUBDT]2.0.CO;2)
- 966 Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape.
 967 *Nature* 404, 755-758. <https://doi.org/10.1038/35008063>
- 968 Harrell Jr, F.E., Dupont, C., et al., 2017. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version
 969 4.0-3. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- 970 Helmer, E.H., Brandeis, T.J., Lugo, A.E., Kennaway, T., 2008. Factors influencing spatial
 971 pattern in tropical forest clearance and stand age: implications for carbon storage and
 972 species diversity. *Journal of Geophysical Research* 113, G02S04.
 973 <https://doi.org/10.1029/2007JG000568>
- 974 Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species
 975 diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7, 1451-1456.
 976 <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- 977 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2015. Censo Demográfico 2010.
 978 Disponível em: <
 979 http://mapasinterativos.ibge.gov.br/arcgis/rest/services/densidade_v2/MapServer>.
 980 Acesso em: 20 de maio de 2018.
- 981 IUCN Red List, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <
 982 <http://www.iucnredlist.org/search>>. Acesso em: 03 abril 2018.
- 983 Jacquemyn H, Butaye J., Hermy J., 2003. Impacts of restored patch density and distance from
 984 natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11, 417-423.
 985 <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0237.x>
- 986 Jones, M.E., Davidson, N., 2016. Applying an animal-centric approach to improve ecological
 987 restoration. *Restoration Ecology* 24, 836-842. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12447>
- 988 Jordano, P., 1992. Fruits and frugivory. In: Fenner, M. (Ed.), *Seeds: The Ecology Of*
 989 *Regeneration in Plant Communities*. Commonwealth Agricultural Bureau
 990 International, Wallingford, pp. 105-156.
- 991 Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as
 992 surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163,
 993 49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- 994 Kissinger, G., Herold, M., de Sy, V., 2012. Drivers of Deforestation and Forest Degradation:
 995 A Synthesis Report for REDD+ Policymakers. Lexeme Consulting, Vancouver.

- 996 Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest
997 communities. *Biological Conservation* 163, 22-32.
998 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>
- 999 Lang, S., Tiede, D., 2003. vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur
1000 quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. Deutsche ESRI Anwenderkonferenz.
- 1001 Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. 2^a ed. Elsevier, Amsterdam.
- 1002 Legendre, P., Gallagher, E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination
1003 of species data. *Oecologia*, 129, 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- 1004 Leite, M., de, S., Tambosi, L.R., Romitelli, I., Metzger, J.P., 2013. Landscape ecology
1005 perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza &*
1006 *Conservação* 11, 108-118. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.019>
- 1007 Lindenmayer, D., Crane, M., Blanchard, W., Okada, S., Montague-Drake, R., 2016. Do nest
1008 boxes in restored woodlands promote the conservation of hollow-dependent fauna?
1009 *Restoration Ecology* 24, 244-251. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12306>
- 1010 Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the
1011 relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian
1012 Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18, 499-511.
1013 <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12201>
- 1014 Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M.B., Setz, E.Z.F, Percequillo, A.R., Rondon, M.V.S.S., Kuhnen,
1015 V.V., Canhoto, M.C.S., Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G.L., Prado, H.A.,
1016 Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G., 2016.
1017 Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural
1018 and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 62, 431-446.
1019 <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>
- 1020 Martensen, A.C., Ribeiro, MC., Banks-Leite, C., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2012.
1021 Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical
1022 Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, 26:1100-
1023 1111. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>
- 1024 McGregor, R.A., Stokes, V.L., Craig, M.D., 2014. Does forest restoration in fragmented
1025 landscapes provide habitat for a wide-ranging carnivore? *Animal Conservation* 17,
1026 467-475. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12112>
- 1027 Mendonça, F.A., Danni-Oliveira, I.M., 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos
1028 predominantes da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A.,
1029 Pimenta, J.A., editors. *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores, Londrina, pp. 63-66.

- 1030 Menz, M.H.M., Dixon, K.W., Hobbs, R.J., 2013. Hurdles and opportunities for landscape-
1031 scale restoration. *Science* 339, 526-527. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1228334>
- 1032 Moro-Rios, R.F., Silva-Pereira, J.E., Sila, P.W., Moura-Britto, M., Patrocínio, D.N.M., 2008.
1033 *Manual de Rastros da Fauna Paranaense*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- 1034 Munro, N.T., Fisher, J., Wood, J., Lindenmayer, D.B., 2009. The effect of structural
1035 complexity on large mammal occurrence in revegetation. *Ecological Management &*
1036 *Restoration* 10, 150-153. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00477.x>
- 1037 Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is
1038 positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37,
1039 191-203. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- 1040 Nichols, O.G., Nichols, F.M., 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite
1041 mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11, 261-
1042 272. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00190.x>
- 1043 Nicholson, E., Possingham, H.P., 2007. Making conservation decisions under uncertainty for
1044 the persistence of multiple species. *Ecological Applications* 17, 251-265.
1045 [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2007\)017\[0251:MCDUUF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2007)017[0251:MCDUUF]2.0.CO;2)
- 1046 Noss, R., Nielsen, S., Vance-Boland, K., 2009. Prioritizing Ecosystems, Species and Sites for
1047 Restoration. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P., editors. *Spatial*
1048 *Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford
1049 University Press, Oxford, pp. 158-171.
- 1050 Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin,
1051 P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner,
1052 H., 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4.3.
1053 <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- 1054 OpenStreetMap Foundation contributors, 2018. Main Page. Disponível em:
1055 <http://wiki.osmfoundation.org/w/index.php?title=Main_Page&oldid=5435> Acesso
1056 em 20 de maio de 2018]
- 1057 Pardini, R., Bueno, A.D.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the
1058 fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented
1059 landscapes. *PLoS One* 5, 1-10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- 1060 Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species
1061 data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87, 2614-2625.
1062 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2614:VPOSDM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2)
- 1063 Pérez, E.M., 1992. *Agouti paca*. *Mammalian Species* 404, 1-7.

- 1064 Qian, H., 2009. Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North
1065 America. *Global Ecology and Biogeography* 18, 327-332.
1066 <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00450.x>
- 1067 R Development Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical
1068 Computing. Version 3.4.4. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
1069 <http://www.R-project.org/>
- 1070 Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The
1071 Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest
1072 distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
1073 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- 1074 Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high
1075 diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological*
1076 *Conservation* 142 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- 1077 Rodrigues, L.A., Pontes, A.R.M., Rocha-Campos, C.C., 2013. Avaliação do risco de extinção
1078 da Irara *Eira barbara* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3, 195-
1079 202.
- 1080 Santos Jr., P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L., 2016. The importance of restoration
1081 areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape.
1082 *Natureza & Conservação* 14, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>
- 1083 Soares, F.S., Medri, M.E., 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In:
1084 Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A. (Eds). *A bacia do rio Tibagi*.
1085 Edição dos autores, Londrina, pp. 69-79.
- 1086 Stipp, N. A., 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini,
1087 E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A. (Eds). *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores,
1088 Londrina, pp. 39-44.
- 1089 Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical
1090 forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23, 238-251.
1091 <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- 1092 Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D., Durigan, G., 2018. Environment and landscape rather
1093 than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian
1094 Atlantic forest. *Applied Vegetation Science* 21, 76-84.
1095 <https://doi.org/10.1111/avsc.12341>

- 1096 Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to
1097 optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape
1098 connectivity. *Restoration Ecology* 22, 169-177. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>
- 1099 Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Patricia Alvarez, Swamy,
1100 V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*
1101 89, 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- 1102 Thomson, J.R., Moilanen, A.J., Vesk, P.A., Bennett, A.F., Mac Nally, R., 2009. Where and
1103 when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction.
1104 *Ecological Applications* 19, 817-828. <https://doi.org/10.1890/08-0915.1>
- 1105 Underwood, A.J., 1997. Environmental decision-making and the precautionary principle:
1106 what does this principle mean in environmental sampling practice? *Landscape and*
1107 *Urban Planning* 37, 137-146. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)80000-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)80000-X)
- 1108 Vesk, P.A., Nolah, R., Thomson, J.R., Dorrough, J.W., Nally, R.M., 2008. Time lags in
1109 provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141, 174-
1110 186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.010>
- 1111 Vogel, H.F., Spotswood, E., Campos, J.B., Bechara, F.C., 2016. Annual changes in a bird
1112 assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical
1113 agroecosystem. *Biota Neotropica* 16, e0069. [http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-](http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069)
1114 [2015-0069](http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069)
- 1115 Wei, T., Simko, V., 2016. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version
1116 0.77. <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>
- 1117 Wickham, H., 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New
1118 York.
- 1119 Wilson, K.A., Lulow, M., Burger, J., Fang, Y., Andersen, C., Olson, D., O'Connell, M.,
1120 McBride, M.F., 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty.
1121 *Journal of Applied Ecology* 48, 715-725. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01975.x)
1122 [2664.2011.01975.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01975.x)
- 1123 Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo, R., 2016. Patterns, causes, and
1124 consequences of anthropocene defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution,*
1125 *and Systematics* 47, 333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>
- 1126

CAPÍTULO 2

1127

1128

1129

1130

1131

1132

1133

1134

1135

1136

1137 **Recomposição funcional de mamíferos de maior porte em áreas de restauração ecológica**

1138

1139

1140

1141

1142

1143

1144

1145

1146

1147

1148 Artigo a ser submetido ao periódico Biological Conservation –

1149 <https://www.elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>

1150

1151

1152

1153

1154

1155

1156

1157

1158 **Recomposição funcional de mamíferos de maior porte em áreas de restauração ecológica**

1159

1160 Fernanda Cristina Marques^{a, c}, Luiz dos Anjos^b

1161

1162 ^a Programa de Pós-Graduação, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina
1163 (UEL) 86051-990 Londrina, Paraná, Brasil.

1164 ^b Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) 86051-990 Londrina,
1165 Paraná, Brasil.

1166 ^c Autor para correspondência. Endereço de e-mail: fernanda1081@gmail.com (F.C. Marques)

1167

1168 **RESUMO**

1169 Diante do intenso desmatamento da Mata Atlântica, a restauração ecológica vem sendo
1170 aplicada com o objetivo de restabelecer espécies e funções por meio da aceleração da
1171 sucessão ecológica. Entretanto, a recuperação da fauna de mamíferos em áreas de restauração,
1172 raramente é monitorada. Considerado um grupo-chave para a dinâmica florestal, os
1173 mamíferos terrestres influenciam o funcionamento dos ecossistemas florestais por meio da
1174 diversidade de seus atributos funcionais e de como utilizam os recursos disponíveis. Assim,
1175 este estudo testa o potencial de sítios de restauração ecológica em manter assembleias de
1176 mamíferos de maior porte em paisagens fragmentadas. Utilizando dados de frequência de
1177 ocorrência e índices complementares de diversidade funcional, buscou-se identificar quais
1178 componentes funcionais diferenciam os sítios de restauração ecológica de fragmentos
1179 florestais. Foram encontradas diferenças de utilização dos ambientes apenas para duas
1180 espécies herbívoras, *Dasyprocta azarae* e *Cuniculus paca*, refletindo em menor distribuição
1181 do atributo dieta sementes (D.Sd) nos sítios de restauração ecológica. Os resultados ressaltam
1182 a importância das áreas de restauração ecológica para a recomposição funcional dos
1183 mamíferos de maior porte em paisagens fragmentadas, além de seu potencial em conectar
1184 paisagens alteradas.

1185

1186 *Palavras-chave:* Mamíferos terrestres; Fragmentação florestal; Restauração ambiental;
1187 Diversidade funcional; Composição funcional; CWM

1188

1189

1190

1191

1192 ABSTRACT

1193 In face of the intense deforestation of the Atlantic Forest, ecological restoration has been
1194 applied intending to restore ecological functions and species by accelerating ecological
1195 succession. However, fauna recovery in restoration areas, such as mammals, is rarely
1196 monitored. Considered a key group for forest dynamics, terrestrial mammals influence forest
1197 ecosystems functioning per their functional attributes diversity and available resources usage.
1198 Thus, this study tests the potential of ecological restoration sites in maintaining larger
1199 mammals assemblages in fragmented landscapes. Using occurrence frequency data and
1200 complementary functional diversity indexes, the main objective was to identify which
1201 functional components differentiate ecological restoration sites from forest fragments.
1202 Differences in environmental usage were only observed for two herbivorous species,
1203 *Dasyprocta azarae* and *Cuniculus paca*, reflecting a lower distribution of the diet seeds
1204 attribute (D.Sd) in ecological restoration sites. The results highlight the importance of
1205 ecological restoration areas for the functional recomposition of larger mammals in fragmented
1206 landscapes, as well as their potential to connect altered landscapes.

1207

1208 *Key words:* Terrestrial mammals; Forest fragmentation; Environmental restoration;
1209 Functional diversity; Functional composition; CWM

1210

1211

1212 **1. Introdução**

1213

1214 O bioma Mata Atlântica é um dos *hotspots* de biodiversidade mais relevantes do
1215 mundo, caracterizado por alto grau de diversidade e endemismo e pela perda significativa de
1216 habitat (Mittermeier et al., 2011; Ribeiro et al., 2011). Atualmente se encontra reduzido a
1217 aproximadamente 11% de sua extensão original (Ribeiro et al., 2009), sendo caracterizado
1218 principalmente por fragmentos florestais inferiores a 50 ha, inseridos em mosaicos de
1219 agricultura e assentamentos humanos (Lira et al., 2012; Ribeiro et al., 2009; Tabarelli et al.,
1220 2005, 2010). Como consequência, observam-se alterações na composição local das
1221 comunidades de vertebrados resultantes da substituição de espécies especialistas florestais por
1222 espécies adaptadas à perturbações, o que resulta em modificações das funções exercidas nas
1223 paisagens e remanescentes florestais (Canale et al., 2012; Cardinale et al., 2006; De Coster et
1224 al., 2015; Dirzo et al., 2014; Galetti e Dirzo, 2013).

1225 A restauração ecológica vem sendo empregada como uma ferramenta de conservação
1226 da Mata Atlântica e tem entre seus objetivos o restabelecimento do funcionamento dos
1227 ecossistemas e a conservação da biodiversidade (Bullock et al., 2011; Rodrigues et al., 2009;
1228 Tabarelli et al., 2005), fornecendo serviços de conservação complementares por meio da
1229 aceleração da recuperação das comunidades (Barlow et al., 2007a, 2007b). De acordo com
1230 Noss et al. (2009), a restauração ecológica deve atender dois objetivos principais: (1) a
1231 representatividade de espécies e funções ecológicas; e (2) a persistência desses elementos a
1232 longo prazo. Na Mata Atlântica, entretanto, a fauna presente em áreas de reflorestamento
1233 raramente é monitorada. Tais estudos foram realizados com insetos (e.g. Audino et al., 2014;
1234 Gomes et al., 2014; Shuey et al., 2017) e aves (e.g. Athiê e Dias, 2012; Santos Jr. et al., 2016;
1235 Vogel et al., 2016), porém são inexistentes para mamíferos terrestres.

1236 Os mamíferos de maior porte ($\geq 1,0$ kg, segundo Fonseca e Robinson, 1990)
1237 influenciam o funcionamento dos ecossistemas florestais por meio da diversidade de seus
1238 atributos funcionais e de como os recursos disponíveis são utilizados. Por exemplo, espécies
1239 que se alimentam de frutos e sementes participam diretamente da regeneração florestal por
1240 meio da dispersão de sementes e do controle populacional de espécies vegetais (Beck et al.,
1241 2013; Carrillo et al., 2000; DeMatia et al., 2004; Dirzo e Miranda, 1990; Terborgh et al.,
1242 2008). Já as espécies que se alimentam de vertebrados e invertebrados, participam
1243 indiretamente da dinâmica florestal por meio do controle populacional de herbívoros e
1244 frugívoros (Crooks e Soulé, 1999; Fonseca e Robinson, 1990; Nichols et al., 2009; Palomares
1245 et al., 1995; Terborgh et al., 2001). Assim, as modificações das assembleias de mamíferos
1246 podem provocar mudanças funcionais que terão efeito em cascata nos ecossistemas (Galetti e
1247 Dirzo, 2013; Kurten, 2013). Notadamente, o desaparecimento das espécies de grande
1248 importância ecológica, como os predadores de topo de cadeia (e.g. *Panthera onca*) e os
1249 grandes dispersores (e.g. *Tapirus terrestris* e *Tayassu pecari*), resulta na diminuição ou perda
1250 das funções ecológicas que desempenham (Dirzo et al., 2014; Jorge et al., 2013).

1251 Atributos funcionais representam as características das espécies relevantes para suas
1252 respostas às condições ambientais, ao mesmo tempo que influenciam o funcionamento dos
1253 ecossistemas (Violle et al., 2007). Devido a sua importância, foram propostas medidas de
1254 diversidade funcional com o objetivo de avaliar a influência dessas características no
1255 funcionamento dos ecossistemas (Tilman, 2001) e quantificar as funções ecológicas que
1256 permanecem em paisagens alteradas (Flynn et al., 2009; Magioli et al., 2015). No entanto, as
1257 modificações da fauna resultantes das alterações do hábitat podem alterar a composição de
1258 atributos funcionais por meio da substituição de atributos, sem que essas alterações

1259 influenciem a diversidade funcional, permanecendo indetectáveis se apenas as medidas de
1260 diversidade forem investigadas (De Coster et al., 2015). Assim, a avaliação em conjunto da
1261 composição e da diversidade de atributos funcionais pode fornecer respostas complementares
1262 sobre as consequências funcionais das mudanças ambientais.

1263 Neste estudo, testou-se a hipótese de que a composição de atributos funcionais de
1264 mamíferos de maior porte é diferente entre fragmentos florestais e sítios de restauração
1265 ecológica, enquanto que a diversidade de atributos funcionais se mantém constante. Isto quer
1266 dizer que a diferença existente entre a composição de atributos funcionais de fragmentos
1267 florestais e sítios de restauração ecológica não interfere nos valores dos índices de diversidade
1268 funcional, o que concordaria com o estudo de De Coster et al. (2015). Desta forma, buscou-se
1269 (1) identificar quais componentes funcionais diferenciam os ambientes; (2) avaliar mudanças
1270 na composição de atributos funcionais de mamíferos entre fragmentos florestais e sítios de
1271 restauração ecológica (beta diversidade); e (3) identificar quais as espécies de mamíferos de
1272 maior porte são responsáveis por tais diferenças. Espera-se encontrar menor dispersão de
1273 atributos funcionais, ou seja, menor beta diversidade, em sítios de restauração ecológica, isso
1274 porque as funções ecológicas que compõem este ambiente representam uma parcela daquelas
1275 encontradas em fragmentos florestais.

1276

1277 **2. Material e Métodos**

1278

1279 *2.1. Área de Estudo*

1280

1281 O estudo foi desenvolvido em fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração
1282 ecológica (reflorestamentos com espécies nativas; RF) situados na Mata Atlântica do Norte do
1283 Paraná (Fig. 1). A região é caracterizada pelo alto índice de fragmentação, resultado da
1284 produção agrícola de soja, milho e cana de açúcar, e faz parte de dois projetos
1285 complementares desenvolvidos na Universidade Estadual de Londrina, o PELD – MANP
1286 (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Mata Atlântica do Norte do Paraná) e o P&D –
1287 Duke Monitoramento (Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento – ANEEL).

1288 As áreas de amostragens foram selecionadas por possuir fragmentos florestais em bom
1289 estado de conservação, como o Parque Florestal de Ibicatu (FF03; Fig. 1A) e a RPPN Matas
1290 do Cici (FF01; Fig. 1B), e sítios de reflorestamento com idades similares, implantados de
1291 maneira controlada (técnica de plantio e rol de espécies empregadas) entre 2002 e 2005. Tais
1292 formações florestais situam-se em uma região homogênea em relação a tipologia vegetal

1293 (Floresta Estacional Semidecidual), apresentando temperaturas moderadas (média anual de
 1294 21,4° C) e inverno pouco rigoroso (temperatura média de 18,0° C; Mendonça e Danni-
 1295 Oliveira, 2002), solo predominantemente dos tipos latossolo vermelho escuro eutrófico e
 1296 nitossolo eutrófico (Stipp, 2002), e mesmo histórico de ocupação, resultado da expansão
 1297 agrícola iniciada nos anos 1930 (Soares e Medri, 2002). Além disso, todas as áreas
 1298 amostradas são adjacentes ou próximas a corpos aquáticos (Tabela 1), já que os sítios de
 1299 restauração ecológica foram implantados em áreas desapropriadas para a construção de
 1300 reservatórios de água.

1301

1302

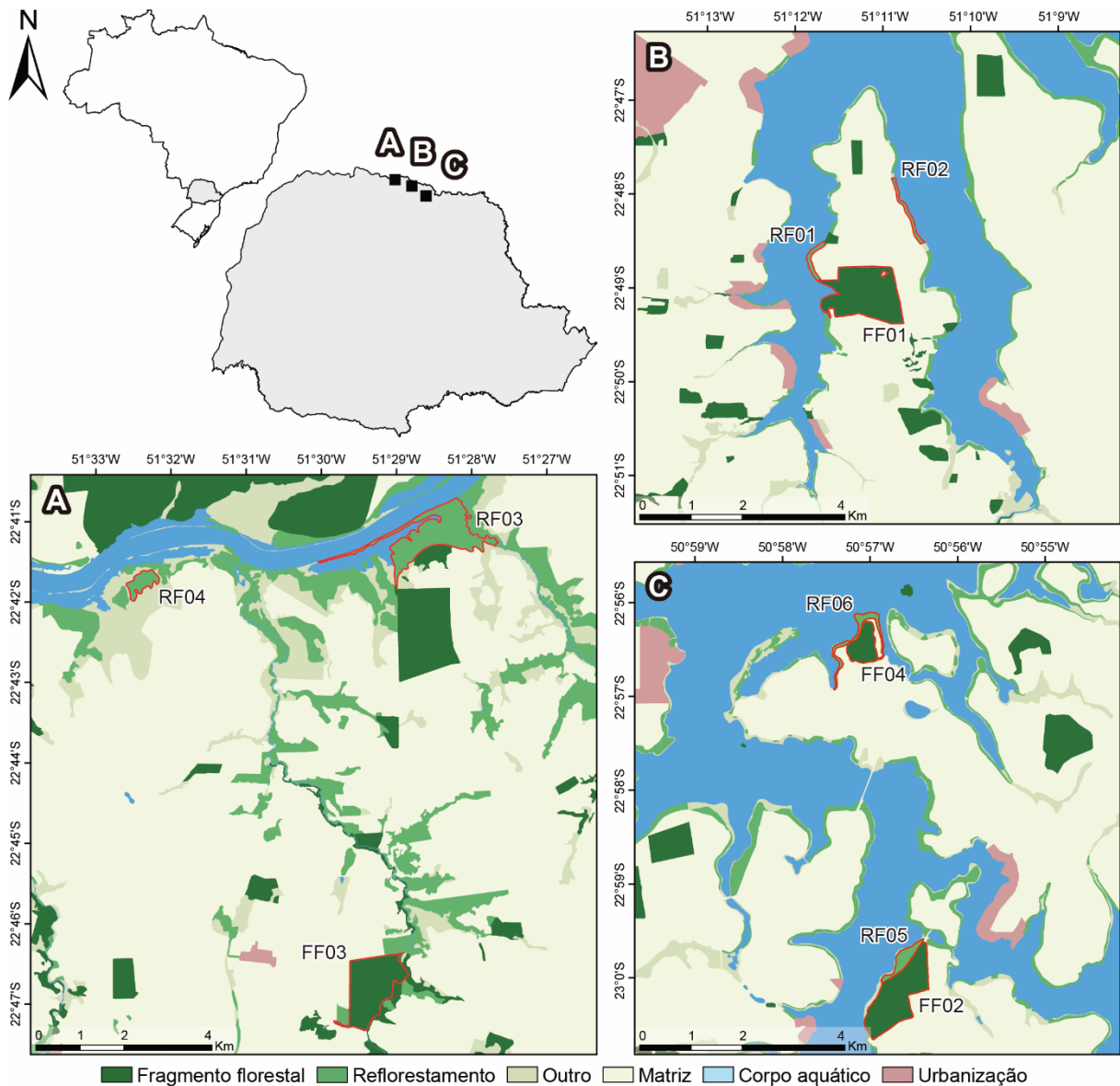


Figura 1. Fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF) amostrados na Mata Atlântica da região norte do Paraná. Linhas em vermelho delimitam a área dos locais amostrados. Criado a partir de classificação de imagem Sentinel-2 de outubro de 2016.

1308 *2.2. Amostragem de Mamíferos de Maior Porte*

1309

1310 As amostragens foram realizadas em seis campanhas amostrais de cinco a sete dias
1311 consecutivos entre setembro de 2015 e junho de 2017, com um intervalo de três meses entre
1312 as amostragens de cada local. Assim, ao final das seis campanhas amostrais, foi obtido um
1313 esforço amostral de 22 a 28 dias para cada local amostrado (Tabela 1).

1314 Foram amostrados quatro fragmentos florestais (FF) e seis sítios de restauração
1315 ecológica onde foram estabelecidos seis ou doze pontos amostrais dependendo do tamanho.
1316 Formações florestais inferiores a 15 ha foram amostradas por seis pontos amostrais. Todo o
1317 conjunto de pontos amostrais de cada local foi considerado como uma única unidade
1318 amostral, garantindo a adequação do esforço amostral local, além de evitar pseudo-
1319 replicações.

1320

1321 Tabela 1. Locais amostrados durante o estudo, destacando o ambiente (FF: Fragmento
1322 florestal; RF: Sítio de restauração ecológica), área (ha), distância de corpos aquáticos, e
1323 número de transectos e pontos amostrais.

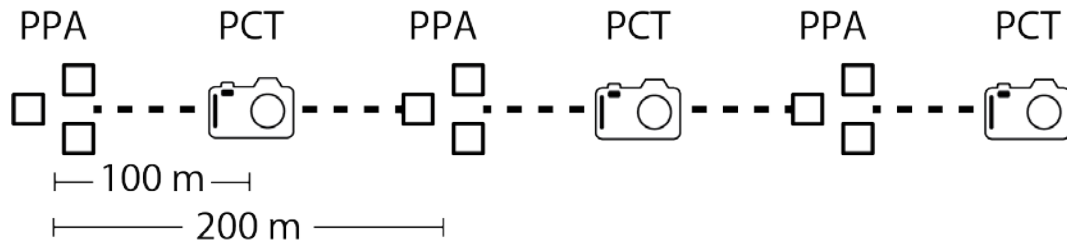
Código	Local/Ambiente	Área (ha)	Distância d'água (m)	Nº Transectos (pontos)
FF01	AlvFF	132,30	0	2 (12)
FF02	CghFF	106,07	0	2 (12)
FF03	IbiFF	150,19	0	2 (12)
FF04	SanFF	32,10	34,35	2 (12)
RF01	AlvRF	7,11	0	1 (06)
RF02	AlvRF	8,54	0	1 (06)
RF03	Cap5RF	171,49	0	2 (12)
RF04	Cap6RF	25,62	120,71	2 (12)
RF05	CghRF	16,50	18,97	2 (12)
RF06	SanRF	10,25	0	1 (06)

1324

1325 Dois métodos de registros foram utilizados de forma intercalada nos pontos amostrais
1326 (adaptado de Espartosa et al., 2011): (1) registros de pegadas em parcelas de areia e (2)
1327 registros visuais em *camera trap* (somente um tipo de registro por ponto amostral). Assim,
1328 um mesmo método de registro se repetia a cada 200 m (Fig. 2). Pontos amostrados por
1329 parcelas de areia eram formados por um conjunto de três parcelas de 0,8 x 0,8 m distantes 5 m
1330 entre si que foram verificadas diariamente, desconsiderando dias chuvosos. A identificação
1331 das pegadas foi baseada em guias de identificação específicos (Becker e Dalponte, 2013;
1332 Borges e Tomás, 2004; Moro-Rios et al., 2008). Já para os registros visuais, *cameras trap*
1333 (*Bushnell Trophy Cam 119537C*[®]) foram instaladas a 10 cm de altura do solo e

1334 permaneceram operantes 24 horas/dia durante todo o período de amostragem, configuradas no
 1335 modo filmagem.

1336



1337

1338 Figura 2. Representação do método de amostragem em cada ponto amostral, com distância de
 1339 100 m entre os pontos amostrais e de 200 m entre a mesmo método de registro (PCT: ponto
 1340 *camera trap*; PPA: ponto parcela de areia).

1341

1342 Para cada unidade amostral, foi considerado apenas o primeiro registro de cada espécie
 1343 durante um período de 24 horas, iniciado às 10 h, horário médio da instalação das armadilhas
 1344 em todos os locais amostrados (adaptado de Cassano et al., 2012). Ao final das amostragens,
 1345 parcelas de areia e *cameras trap* obtiveram o mesmo esforço amostral, totalizando 1.152
 1346 pontos amostrados em fragmentos florestais e 1.296 pontos amostrados em sítios de
 1347 restauração ecológica. Todos os pontos amostrais foram iscados com banana, sal, milho ou
 1348 bacon, cuja sequência foi sorteada na primeira campanha amostral e utilizada nas campanhas
 1349 seguintes obedecendo a um rodízio. Mesmo que todos os pontos amostrais não fossem iscados
 1350 com as mesmas iscas nas mesmas proporções, este sorteio garante a aleatorização da
 1351 proporção das iscas em cada local amostrado.

1352

1353 2.3. Determinação dos Atributos Funcionais

1354

1355 Anteriormente às amostragens das espécies, foram selecionados 25 atributos
 1356 funcionais pertencentes a 6 categorias: dieta, substrato de forrageamento, forma de
 1357 locomoção, período de atividade, comportamento social e massa corporal (Tabela 2). Foram
 1358 selecionados atributos considerados relevantes para as funções ecológicas dos mamíferos de
 1359 maior porte (e.g. Carvalho et al., 2010; Flynn et al., 2009; Magioli et al., 2015, 2016; Safi et
 1360 al., 2011). Atributos relacionados à dieta e à massa corporal, por exemplo, refletem a
 1361 utilização e o tipo de recursos consumidos, enquanto que os atributos relacionados ao
 1362 comportamento, refletem a distribuição temporal e a forma como os mamíferos adquirem os
 1363 recursos do ambiente (Flynn et al., 2009). Dados dos atributos funcionais foram extraídos de
 1364 revisão de literatura (Apendice B1), sendo classificados de acordo com a importância do

1365 atributo para cada espécie. A classificação de importância variou de 0 a 3, com maiores
 1366 valores correspondendo à maior importância do atributo para uma determinada espécie
 1367 (adaptado de De Coster et al., 2015; Apêndice B2). A importância do atributo foi determinada
 1368 a partir da frequência com que tal característica foi citada nas descrições ecológicas, e a partir
 1369 de palavras-chave, como raramente, ocasionalmente, moderadamente ou frequentemente (De
 1370 Coster et al., 2015).

1371

1372 Tabela 2. Atributos funcionais utilizados para as comunidades de mamíferos estudadas.

Categoria de atributo	Atributos	Tipo de dado
Dieta	Invertebrados, vertebrados (pequeno, médio e grande porte), peixes, carcaças, gramíneas, folhas, frutos, sementes e plantas	Catégorico
Substrato de forrageamento	Terrestre, escansorial, arbóreo e aquático	Catégorico
Forma de locomoção	Terrestre, fossorial, arbóreo e semiaquático	Catégorico
Período de atividade	Diurno, noturno e crepuscular	Catégorico
Comportamento social	Social e solitário	Catégorico
Massa corporal	0,75 a 207,5 kg	Contínuo

1373

1374 2.4. Índices de Atributos Funcionais

1375

1376 Foram utilizadas duas matrizes de dados para o cálculo dos índices funcionais: a
 1377 matriz de atributos funcionais e a matriz de frequência de ocorrência de espécies em cada local
 1378 amostrado. A frequência de ocorrência (FO) foi calculada como a razão entre o número de
 1379 dias em que a espécie foi registrada e o número de dias amostrados em cada local. No entanto,
 1380 alguns procedimentos foram efetuados anteriormente ao cálculo dos índices funcionais.
 1381 Primeiramente, foi verificada a multicolinearidade (fator de inflação da variância – VIF) e a
 1382 colinearidade (correlação de Pearson) dos atributos funcionais, sendo excluídos aqueles
 1383 atributos altamente correlacionados ($VIF > 10$; correlação de Pearson $> 0,8$). As análises de
 1384 correlação foram realizadas no programa R 3.4.1 (R Development Core Team, 2017) usando
 1385 os pacotes *usdm*, *corrplot* e *Hmisc*. Esta verificação de correlação independe da amostragem
 1386 das espécies, sendo calculada considerando todas as espécies de mamíferos de maior porte
 1387 com potencial ocupação do local amostrado (43 espécies, incluindo as espécies invasoras
 1388 *Lepus europaeus* e *Sus scrofa*). As espécies com potencial de ocupação do local amostrado
 1389 foram definidas de acordo com a relação de mamíferos da Mata Atlântica apresentada na
 1390 Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil (Paglia et al., 2012) e mapas de distribuição
 1391 desenvolvidos pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2017). Em

1392 segundo lugar, a matriz de frequência de ocorrência foi ponderada pela biomassa das espécies,
1393 já que a contribuição funcional de cada espécie é dependente de sua biomassa (Grime, 1998).
1394 Desta forma, o atributo massa corporal (B.M) foi excluído da matriz de atributos funcionais,
1395 juntamente com os atributos com alto valor de correlação, forrageamento-aquático (F.Aq),
1396 forrageamento-terrestre (F.G) e forrageamento-arbóreo (F.Ab), comportamento-solitário
1397 (L.B) e atividade-diurna (A.D), resultando em uma matriz composta por 19 atributos
1398 funcionais. Além disso, todos os atributos foram padronizados para possuir média igual a zero
1399 e desvio padrão igual a um (Villéger et al., 2008).

1400 A diversidade de atributos funcionais de cada local amostrado foi obtida a partir de
1401 três métricas independentes e complementares, riqueza funcional (FRic), uniformidade
1402 funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv), que abrangem toda a estrutura funcional da
1403 comunidade, ou seja, a distribuição das espécies e suas abundâncias no espaço funcional
1404 (Mouchet et al., 2010; Villéger et al., 2008). Riqueza funcional (FRic) corresponde ao volume
1405 do espaço funcional ocupado pelas espécies, podendo ser considerada como um índice do
1406 número de funções presentes em uma determinada comunidade. Baixos valores de FRic
1407 podem indicar a potencial existência de recursos não utilizados, resultando em baixa
1408 produtividade e alta vulnerabilidade à invasões e flutuações ambientais (Mason et al., 2005;
1409 Schleuter et al., 2010). Seu cálculo não é ponderado pela abundância relativa das espécies.
1410 Uniformidade funcional (FEve) corresponde à distribuição média dos atributos no espaço
1411 funcional. Caracteriza-se como uma medida da semelhança entre as funções de uma
1412 comunidade, o que reflete o grau de utilização dos recursos disponíveis. Altos valores de
1413 FEve indicam distribuições uniformes dos atributos no espaço funcional, já baixos valores de
1414 FEve indicam que parte do espaço funcional se encontra disponível enquanto que parte desse
1415 mesmo espaço funcional se encontra saturado (Mason et al., 2005; Schleuter et al., 2010).
1416 Divergência funcional (FDiv) corresponde à variância das funções no espaço funcional, ou
1417 seja, o grau de diferenciação do espaço funcional. Altos valores de FDiv indicam alta
1418 abundância de espécies ocupando posições extremas do espaço funcional, o que corresponde
1419 maior diferenciação funcional, indicando, conseqüentemente, o grau de diferenciação dos
1420 recursos disponíveis e a predominância de espécies funcionalmente extremas (Mason et al.,
1421 2005; Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010). Os cálculos de FEve e FDiv são
1422 ponderados pela abundância relativa das espécies.

1423 A composição de atributos funcionais de cada local amostrado foi quantificada a partir
1424 do valor médio de cada atributo ponderado pela assembleia de mamíferos amostrada (CWM –
1425 *Community weighted mean*). O CWM consiste numa medida de avaliação da dinâmica de

1426 comunidades e propriedades dos ecossistemas (Lavorel et al., 2008), refletindo o atributo
1427 dominante de cada comunidade (Mokany et al., 2008). Como as mudanças na biodiversidade
1428 resultam em alterações na composição de atributos funcionais, o CWM é considerado o
1429 principal determinante da função ecológica de uma comunidade (Díaz et al., 2007; Violle et
1430 al., 2007), sendo calculado para todas as combinações possíveis de atributos como a soma de
1431 todos os valores de um atributo em particular multiplicado pela biomassa relativa das espécies
1432 (produto da abundância relativa da espécie e da massa corporal) em um determinado local.

1433 Os índices funcionais foram calculados a partir do pacote “FD” no programa R,
1434 usando a função “dbFD” para os índices de diversidade funcional (Laliberté e Legendre,
1435 2010) e a função “functcomp” para a composição de atributos funcionais (Lavorel et al.,
1436 2008). A função dbFD utiliza análise de coordenadas principais (PCoA) para gerar um
1437 subconjunto de eixos utilizados como atributos funcionais no cálculo do FRic e FDiv (Podani
1438 e Schmera, 2006). Para o cálculo destes índices foram utilizadas as primeiras seis coordenadas
1439 principais, o que representa 75% da variação funcional. O script utilizado é apresentado no
1440 apêndice B3.

1441

1442 2.5. *Análise Estatística*

1443

1444 Variações dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv) entre fragmentos
1445 florestais e sítios de restauração ecológica foram avaliadas por meio de análise de variância
1446 (ANOVA). As formações florestais estudadas serão consideradas funcionalmente distintas
1447 quando: (1) apenas FRic for significativamente diferente, o que representa volumes funcionais
1448 diferentes; (2) FEve e FDiv em conjunto forem significativamente diferentes, o que representa
1449 distribuição variável dos atributos no espaço funcional; (3) ou os três índices forem
1450 significativamente diferentes, representando que tanto o volume funcional quanto a
1451 distribuição dos atributos funcionais são diferentes entre fragmentos florestais e sítios de
1452 restauração ecológica.

1453 Já as variações na composição de atributos funcionais dos fragmentos florestais e
1454 sítios de restauração ecológica, ou seja, do valor médio de cada atributo ponderado pela
1455 assembleia de mamíferos de cada local (CWM), foram avaliadas por meio de análise de
1456 variância multivariada por permutação (PerMANOVA), que testa se há diferenças na
1457 composição de dados biológicos entre diferentes grupos (Anderson, 2001), e análise de
1458 dispersão multivariada por permutação (PERMDISP), que testa a variabilidade na composição
1459 de dados biológicos entre diferentes grupos (Anderson et al., 2006). Para visualização das

1460 variações dos dados, foi utilizada análise de coordenadas principais (PCoA) e a função envfit
1461 para obter os vetores de correlação entre os atributos e os eixos de ordenação. Por fim, análise
1462 de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar quais as espécies e
1463 atributos funcionais se diferem entre os ambientes amostrados, ou seja, qual a dissimilaridade
1464 entre os ambientes amostrados. As análises PerMANOVA, PERMDISP e SIMPER foram
1465 rodadas utilizando 10.000 permutações.

1466 Para os cálculos que envolvem matriz de dissimilaridade, foi utilizada distância de
1467 Bray-Curtis para os dados de frequência de ocorrência logaritmizados ($\log(x + 1)$) e distância
1468 de Gower para os dados funcionais padronizados de 0 a 1. Todas as transformações e análises
1469 foram realizadas no programa R 3.4.1 (R Development Core Team, 2017) usando os pacotes
1470 vegan, car, agricolae e FD. Os scripts utilizados são apresentados nos apêndices B4 e B5.

1471

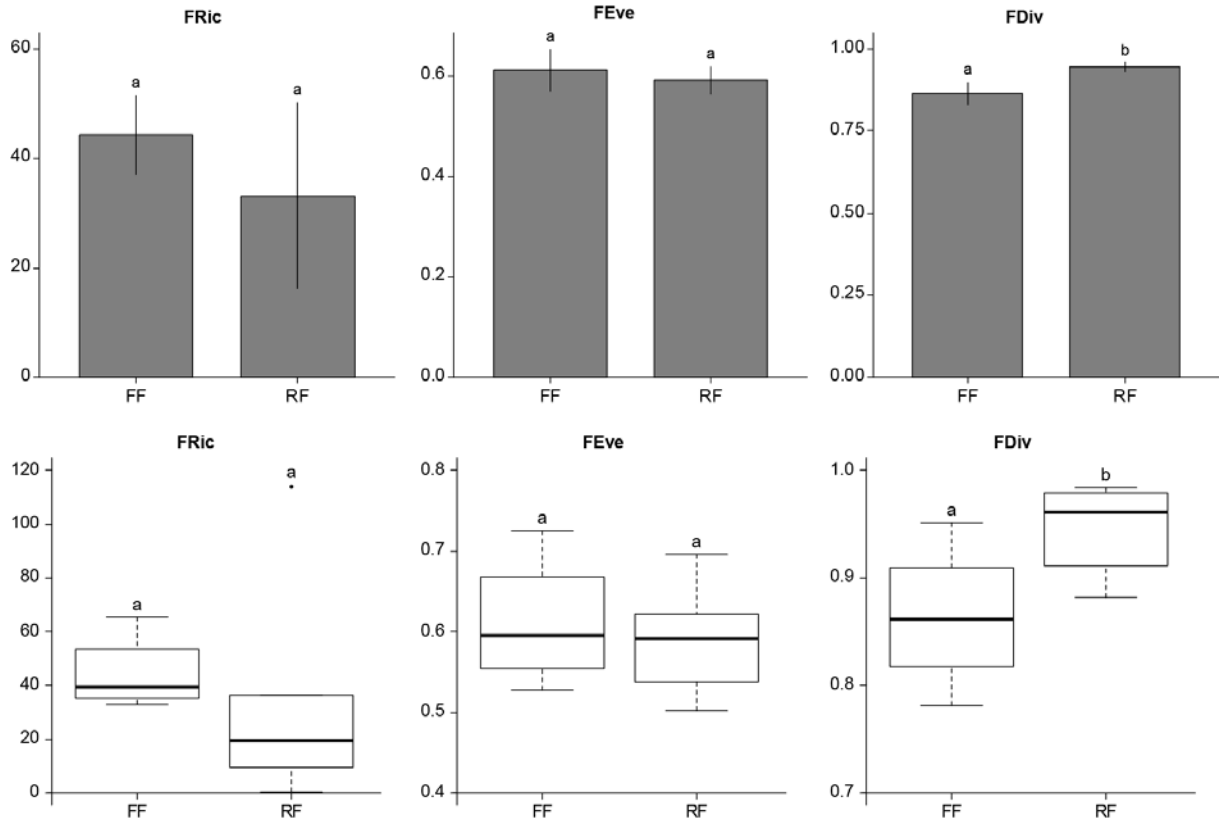
1472 **3. Resultados**

1473

1474 Um total de 725 registros de 28 espécies de mamíferos de maior porte foram obtidos
1475 entre outubro de 2015 e junho de 2017, incluindo as espécies invasoras lebre europeia (*Lepus*
1476 *europaeus*) e javali (*Sus scrofa*). Em ambas formações florestais foram registradas 23
1477 espécies, sendo 373 registros em sítios de restauração ecológica e 352 registros em
1478 fragmentos florestais. As espécies com registro exclusivo nos fragmentos florestais foram
1479 bugio ruivo (*Alouatta guariba*), ouriço cacheiro (*Coendou spinosus*), veado mateiro (*Mazama*
1480 *americana*), gato mourisco (*Puma yagouaroundi*) e javali (*S. scrofa*). Já as espécies que
1481 ocorreram apenas em sítios de restauração ecológica foram furão pequeno (*Galictis cuja*),
1482 capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), lebre europeia (*L. europaeus*), lontra (*Lontra*
1483 *longicaudis*) e tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*). Ao analisar apenas as espécies que ocorrem
1484 simultaneamente nas duas formações florestais, a análise de porcentagem de similaridade
1485 (SIMPER) indica que apenas *D. azarae* (cutia; $p = 0,01$) e *Cuniculus paca* (paca; $p = 0,03$)
1486 apresentam diferenças significativas entre os ambientes, ambas ocorrendo com maior
1487 frequência em fragmentos florestais. A frequência de ocorrência das espécies em cada
1488 unidade amostral é apresentada no apêndice B5.

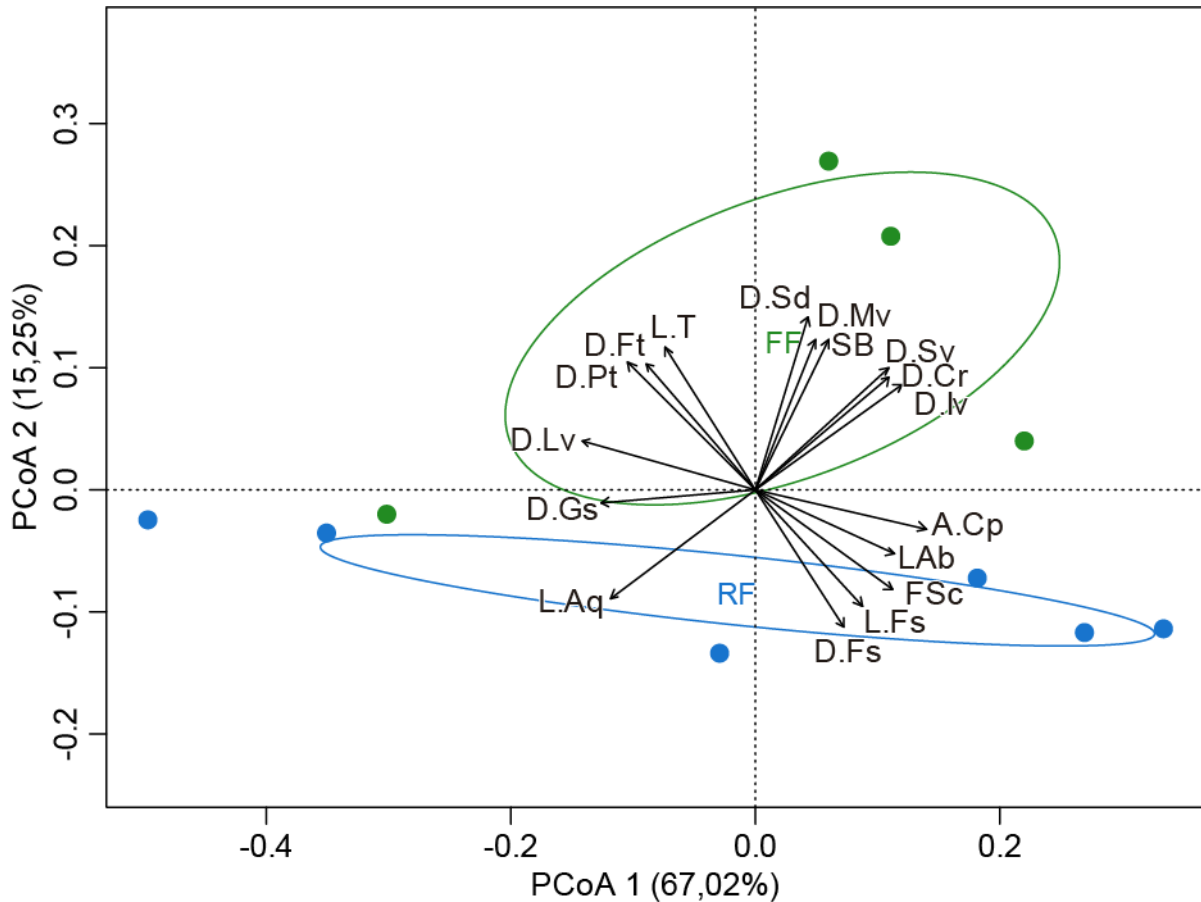
1489 De acordo com a análise dos índices de diversidade funcional, não há diferença entre
1490 fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica em relação a riqueza e uniformidade
1491 funcional (ANOVA, $F = 0,2569$, $p = 0,63$; $F = 0,1879$, $p = 0,68$, respectivamente; Fig. 3). Já a
1492 divergência funcional foi significativamente maior em sítios de restauração ecológica,
1493 indicando maior diferenciação do espaço funcional entre os sítios de restauração ecológica

1494 (ANOVA, $F = 5,6808$, $p = 0,04$; Fig. 4). No entanto, como determinado previamente, a
 1495 diferença em apenas um dos índices de distribuição dos atributos no espaço funcional, não
 1496 configura diferença funcional entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica.
 1497



1498
 1499 Figura 3. Variação média dos índices de diversidade funcional (FRic: riqueza funcional;
 1500 FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional) dos mamíferos estudados entre
 1501 fragmentos florestais (FF) e sítios de restauração ecológica (RF). Diferenças significativas são
 1502 indicadas por diferentes letras.
 1503

1504 Em relação aos valores de CWM dos locais amostrados, também não foi encontrada
 1505 diferença na composição de atributos funcionais (PerMANOVA, pseudo- $F = 0,5895$, $p = 0,5$)
 1506 e na dispersão da composição de atributos funcionais (PERMDISP, $F = 1,1791$, $p = 0,3$) das
 1507 assembleias de mamíferos entre fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica. O
 1508 primeiro eixo da análise de coordenadas principais (PCoA) explica 67,02% da variação do
 1509 CWM, porém essa variação não é suficiente para discriminar os atributos funcionais das
 1510 formações florestais estudadas (Fig. 4). No entanto, análise de porcentagem de similaridade
 1511 (SIMPER) indica que apenas o atributo dieta sementes apresenta diferenças entre os
 1512 ambientes (D.Sd; $p = 0,03$), ocorrendo com frequência significativamente maior em
 1513 fragmentos florestais.
 1514



1515
 1516 Figura 4. Análise de coordenadas principais (PCoA) ilustrando as variações na composição de
 1517 atributos funcionais (CWM) dos mamíferos estudados entre fragmentos florestais (FF; verde)
 1518 e sítios de restauração ecológica (RF; azul). SB: Comportamento social; A.Cp: Atividade
 1519 crepuscular; L.T: Locomoção terrestre; L.Fs: Locomoção fossorial; L.Aq: Locomoção
 1520 aquática; L.Fs: Locomoção fossorial; F.Sc: Forrageamento escansorial; D.Iv: Dieta
 1521 invertebrados; D.Sv: Dieta pequenos vertebrados; D.Mv: Dieta médio vertebrados; D.Lv:
 1522 dieta grandes vertebrados; D.Fs: Dieta peixes; D.Cr: Dieta carcaças; D.Gs: Dieta gramíneas;
 1523 D.Lv: Dieta folhas; D.Ft: Dieta frutos; D.Sd: Dieta sementes; D.Pt: Dieta plantas.
 1524

1525 4. Discussão

1526

1527 Foram registradas 28 das 43 espécies que poderiam ser encontradas na área de estudo.
 1528 Deste total de espécies registradas, 23 foram encontradas em sítios de restauração ecológica.
 1529 Uma avaliação simples desses números indica que os sítios de restauração ecológica avaliados
 1530 fornecem habitat para aproximadamente 82% das espécies de mamíferos registradas e 54%
 1531 das espécies esperadas. Diversos estudos têm demonstrado a importância da restauração como
 1532 ferramenta facilitadora para a recuperação de ecossistemas e conservação da biodiversidade
 1533 (e.g., Brancalion et al., 2013; Leite et al., 2013; Pereira et al., 2013). No entanto, avaliações
 1534 práticas dos projetos implementados na Mata Atlântica são desenvolvidas principalmente a
 1535 partir do monitoramento da estrutura da vegetação e diversidade de espécies vegetais

1536 regenerantes (e.g. Melo e Durigan, 2007; Souza e Batista, 2004; Suganuma e Durigan, 2015),
1537 sendo raramente avaliado os resultados da restauração sobre a fauna local, principalmente
1538 vertebrados (e.g., Santos Jr. et al., 2016; Vogel et al., 2016).

1539 Grande parte dos estudos sobre uso de sítios de restauração ecológica por mamíferos
1540 têm sido desenvolvidos na Austrália (e.g., Craig et al., 2010, 2012, 2014; Goldingay et al.,
1541 2015; McGregor et al., 2014; Munro et al., 2009; Nichols e Nichols, 2003), fornecendo
1542 resultados significativos sobre a importância do grupo para a aceleração da recuperação
1543 ambiental e conservação da biodiversidade em regiões tropicais. Muitos destes estudos
1544 demonstram a capacidade de rápida recolonização dos mamíferos em áreas reflorestadas,
1545 principalmente se houver os microhabitats requeridos (Craig et al., 2012; Lindenmayer et al.,
1546 2016; Vesk et al., 2008), como presença de abrigos no solo ou em troncos de árvores
1547 (Goldingay et al., 2015) e locais para nidificação (Jones e Davidson, 2016), tendo importância
1548 inclusive para os mamíferos carnívoros de médio porte (McGregor et al., 2014). Dezoito das
1549 23 espécies registradas em fragmentos florestais foram encontradas em sítios de restauração
1550 ecológica, incluindo grandes herbívoros, como a anta (*T. terrestris*) e o cateto (*Pecari tajacu*),
1551 espécies dispersoras de sementes capazes de contribuir para o estabelecimento e aumento da
1552 complexidade estrutural dos reflorestamentos, e predadores de topo de cadeia alimentar, como
1553 a onça parda (*Puma concolor*). Corroborando com o estudo de McGregor et al. (2014),
1554 também obtivemos diversos registros de carnívoros mesopredadores explorando o ambiente
1555 restaurado, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o quati (*Nasua nasua*) e o cachorro do
1556 mato (*C. thous*), espécies que auxiliam no controle populacional de diversos grupos
1557 faunísticos, além de contribuir com a dispersão de sementes entre os diferentes ambientes.

1558 Sabe-se que o sucesso de iniciativas de restauração ecológica é dependente da fauna
1559 pré-existente em paisagens fragmentadas (Rodrigues et al., 2009) e a presença dessas espécies
1560 em sítios de restauração ecológica pode significar um aumento espacial das funções
1561 inicialmente limitadas aos fragmentos florestais. Não foram encontradas diferenças entre os
1562 índices funcionais dos diferentes ambientes. Este resultado indica que, tanto o espaço
1563 funcional, quanto as funções exercidas em fragmentos florestais e sítios de restauração
1564 ecológica são similares, evidenciando o aumento espacial das funções exercidas em
1565 fragmentos florestais, ou seja, a expansão das funções exercidas no interior dos fragmentos
1566 florestais para os sítios de restauração ecológica. De acordo com De Coster et al. (2015), a
1567 não distinção entre os índices de diversidade funcional pode ser consequência do ganho
1568 diferenciado de funções nos sítios de restauração ecológica ao longo do tempo, com alguns
1569 serviços aparecendo mais rapidamente e em maior proporção do que outros, e as diferenças

1570 funcionais seriam evidenciadas a partir da avaliação da composição de atributos funcionais de
1571 cada local.

1572 Contrariamente às expectativas, também não foram encontradas diferenças entre as
1573 formações florestais quando avaliado os valores de CWM em conjunto. Tais diferenças foram
1574 evidenciadas somente por meio de análise detalhada da composição de atributos funcionais,
1575 demonstrando uma maior distribuição do atributo dieta sementes (D.Sd) em fragmentos
1576 florestais, o que corrobora os resultados obtidos por Bino et al. (2013) na costa leste da
1577 Austrália. Segundo os autores, preferências alimentares são as principais determinantes para o
1578 estabelecimento das assembleias de mamíferos em regiões tropicais. Este atributo está
1579 presente entre os requerimentos ecológicos de 11 das 28 espécies registradas, sendo
1580 considerado importante para 7 delas. Duas destas espécies apresentaram frequência de
1581 ocorrência significativamente maior em fragmentos florestais, a paca (*C. paca*) e a cutia (*D.*
1582 *azarae*). Este resultado parece ser um reflexo das limitações da implantação dos sítios de
1583 restauração ecológica avaliados. Tais áreas provavelmente apresentam menor diversidade de
1584 espécies arbóreas e, conseqüentemente, recursos alimentares insuficientes para sustentar
1585 espécies com grande consumo de sementes, o que limita a presença destas espécies em sítios
1586 de restauração ecológica.

1587 Os efeitos do consumo de sementes podem incorporar vários processos, influenciando
1588 a dispersão, o recrutamento e a taxa de sobrevivência das espécies vegetais (Paine e Back,
1589 2007), resultando em efeitos positivo ou negativo dependendo das características da planta
1590 (Dirzo et al., 2007; Kurten, 2013) e de seus consumidores (Paine e Back, 2007).
1591 Consumidores de grande porte, como os porcos por exemplo, tem alta mobilidade e
1592 contribuem com a dispersão das sementes (Kurten, 2013; Keuroghlian et al., 2014), já os
1593 consumidores de pequeno e médio porte (até 12 Kg) danificam as sementes afetando
1594 diretamente suas taxas de sobrevivência e seu recrutamento (Paine e Back, 2007). No entanto,
1595 a diferença encontrada em relação ao atributo D.Sd não significa ausência de recrutamento de
1596 espécies vegetais em sítios de restauração ecológica, já que não foi encontrada diferença em
1597 relação ao atributo dieta-frutos (D.Ft), característica que também influencia a dispersão de
1598 sementes através de seu consumo indireto.

1599 Os resultados obtidos sugerem que os sítios de restauração ecológica são de grande
1600 importância para os mamíferos de maior porte, fornecendo hábitat e recursos alimentares para
1601 a maioria das espécies registradas. Foram encontradas poucas diferenças entre a estrutura de
1602 assembleias e a composição de atributos funcionais de fragmentos florestais e sítios de
1603 restauração ecológica. Mais especificamente, as diferenças observadas refletem a menor

1604 frequência de utilização dos sítios de restauração ecológica para apenas duas espécies
1605 herbívoras, a paca (*C. paca*) e a cutia (*D. azarae*), resultando em menor distribuição do
1606 atributo dieta sementes (D.Sd) neste ambiente. Mesmo que este estudo não tenha avaliado a
1607 influência de características da paisagem no estabelecimento de espécies e funções em sítios
1608 de restauração ecológica, a alta taxa de utilização dos sítios de restauração ecológica
1609 corrobora o potencial dos ambientes restaurados em conectar paisagens fragmentadas
1610 (Tambosi et al., 2014). Além disso, os resultados fornecem evidências significativas da
1611 importância dos sítios de restauração ecológica para a recomposição funcional do grupo em
1612 paisagens fragmentadas, característica essencial para a aceleração da sucessão ecológica em
1613 áreas de restauração ecológica.

1614

1615 **Agradecimentos**

1616

1617 Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
1618 (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq;
1619 projeto nº 09317) e à Duke Energy (projeto nº 09121) pelo suporte financeiro e fornecimento
1620 de infraestrutura de trabalho de campo. Agradecemos ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP)
1621 por conceder permissão para o desenvolvimento do estudo no Parque Estadual Mata dos
1622 Godoy e Parque Florestal de Ibicatu. Agradecemos também a G. Bochio, A.M.M. Rodrigues e
1623 G.T. Figueiredo pela assistência em campo.

1624

1625 **Referências**

1626

1627 Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance.

1628 Austral Ecology 26, 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>

1629 Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure
1630 of beta diversity. Ecology Letters 9, 683-693. <https://doi.org/10.1111/j.1461->

1631 [0248.2006.00926.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x)

1632 Athiê, S., Dias, M.M., 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional e
1633 reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. Acta Botanica Brasilica 26,
1634 84-93. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>

1635 Audino, L.D., Louzada, J., Comita, L., 2014. Dung beetles as indicators of tropical forest
1636 restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity?

1637 Biological Conservation 169, 248-257. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023>

- 1638 Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E.,
1639 Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite,
1640 R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-
1641 Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior,
1642 M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C., Peres, C.A., 2007a. Quantifying the
1643 biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. PNAS 104,
1644 18555-18560. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- 1645 Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007b. The value of primary,
1646 secondary and plantation forests for Amazonian birds. Biological Conservation 136,
1647 212-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.021>
- 1648 Beck, H., Snodgrass, J.W., Thebpanya, P., 2013. Long-term enclosure of large terrestrial
1649 vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon
1650 rainforest. Biological Conservation 163, 115-121.
1651 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- 1652 Becker, M., Dalponte, J.C., 2013. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de
1653 campo. 3ª ed. Technical Books, Rio de Janeiro.
- 1654 Bino, G., Ramp, D., Kingsford, R.T., 2013. Niche evolution in Australian terrestrial
1655 mammals? Clarifying scale-dependencies in phylogenetic and functional drivers of co-
1656 occurrence. Evolutionary Ecology 27, 1159-1173. [http://dx.doi.org/10.1007/s10682-](http://dx.doi.org/10.1007/s10682-013-9631-5)
1657 [013-9631-5](http://dx.doi.org/10.1007/s10682-013-9631-5)
- 1658 Borges, P.A.L., Tomás, W.M., 2004. Guia de Rastros e Outros Vestígios de Mamíferos do
1659 Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- 1660 Brancalion, P.H.S., Melo, F.P.L., Tabarelli, M., Rodrigues, R.R., 2013. Restoration reserves
1661 as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. Natureza & Conservação
1662 11, 186-190. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.029>
- 1663 Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F, Rey-Benayas, J.M., 2011. Restoration
1664 of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. Trends in Ecology
1665 and Evolution 26, 541-549. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- 1666 Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive
1667 defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. PlosOne7, e41671.
1668 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- 1669 Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M.,
1670 Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and
1671 ecosystems. Nature 443, 989-992. <http://dx.doi.org/10.1038/nature05202>

- 1672 Carrillo, E., Wong, G., Cuarón, A.D., 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican
1673 protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24, 1580-
1674 1591. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x>
- 1675 Carvalho, R.A., Cianciaruso, M.V., Trindade-Filho, J., Sagnori, M.D., Loyola, R.D., 2010.
1676 Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the
1677 Brazilian Cerrado. *Natureza & Conservação* 8, 171-176.
1678 <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.00802011>
- 1679 Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R., 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in
1680 the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 44, 818-825. [http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-
1681 7429.2012.00870.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x)
- 1682 Craig, M.D., Hobbs, R.J., Grigg, A.H., Garkaklis, M.J., Grant, C.D., Fleming, P.A., Hardy,
1683 G.E.S.J., 2010. Do thinning and burning sites revegetated after bauxite mining
1684 improve habitat for terrestrial vertebrates? *Restoration Ecology* 18, 300-310.
1685 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00526.x>
- 1686 Craig, M.D., Hardy, G.E.St J., Fontaine, J.B., Garkakalis, M.J., Grigg, A.H., Grant, C.D.,
1687 Fleming, P.A., Hobbs, R.J., 2012. Identifying unidirectional and dynamic habitat
1688 filters to faunal recolonisation in restored mine-pits. *Journal of Applied Ecology* 49,
1689 919-928. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02152.x>
- 1690 Craig, M.D., Grigg, A.H., Hobbs, R.J., Hardy, G.E.St.J., 2014. Does coarse woody debris
1691 density and volume influence the terrestrial vertebrate community in restored bauxite
1692 mines? *Forest Ecology and Management* 318, 142-150.
1693 <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.011>
- 1694 Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a
1695 fragmented system. *Nature* 400, 563-566. <http://dx.doi.org/10.1038/23028>
- 1696 De Coster, G., Banks-Leite, C., Metzger, J.P., 2015. Atlantic forest bird communities provide
1697 different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B*
1698 282, 20142844. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2844>
- 1699 DeMatia, E.A., Curran, L.M., Rathcke, B.J., 2004. Effects of small rodents and large
1700 mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85, 2161-2170. [http://dx.doi.org/10.1890/03-
1701 0254](http://dx.doi.org/10.1890/03-0254)
- 1702 Díaz, S., Lavorel, S., Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., Robson, T.M., 2007. Incorporating
1703 plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104, 20684-
1704 20689. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0704716104>

- 1705 Dirzo R., Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure,
1706 function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4, 444-447.
1707 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>
- 1708 Dirzo, R., Mendonza, E., Ortiz, P., 2007. Size-related differential seed predation in a heavily
1709 defaunated neotropical rain forest. *Biotropica* 39, 355-362.
1710 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00274.x>
- 1711 Dirzo R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation
1712 in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406.
1713 <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- 1714 Espartosa, K.D., Pinotti, B.T., Pardini, R., 2011. Performance of camera trapping and track
1715 counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation*
1716 20, 2815-2829. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0110-4>
- 1717 Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B.,
1718 Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under
1719 land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.
1720 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- 1721 Fonseca, G.A.B., Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory
1722 effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53, 265-294.
1723 [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- 1724 Fox, J., Weisberg, S., 2011. *An R Companion to Applied Regression*. 2^a ed. SAGE
1725 Publications, Thousand Oaks.
- 1726 Galetti, M., Dirzo, R., 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a
1727 defaunated world. *Biological Conservation* 163, 1-6.
1728 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- 1729 Goldingay, R.L., Ruegger, N.N., Grimson, M.J., Taylor, B.D., 2015. Specific nest box
1730 designs can improve habitat restoration for cavity-dependent arboreal mammals.
1731 *Restoration Ecology* 23, 482-490. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12208>
- 1732 Gomes, E.C.F., Ribeiro, G., Souza, T.M.S., Sousa-Souto, L., 2014. Ant assemblages
1733 (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a
1734 fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology* 61, 250-257.
1735 <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v61i3.250-257>
- 1736 Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder
1737 effects. *Journal of Ecology* 86, 891-809. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>
1738

- 1739 Harrell Jr, F.E., Dupont, C., et al., 2017. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version
1740 4.0-3. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- 1741 IUCN Red List. The IUCN Red List of Threatened Species. 2017 Disponível em: <
1742 <http://www.iucnredlist.org/search>>. Acesso em: 23 agosto 2017.
- 1743 Jones, M.E., Davidson, N., 2016. Applying an animal-centric approach to improve ecological
1744 restoration. *Restoration Ecology* 24, 836-842. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12447>
- 1745 Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as
1746 surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 163,
1747 49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- 1748 Keuroghlian, A., Santos, M.C.A, Eaton, D.P., 2014. The effects of deforestation on white-
1749 lipped peccary (*Tayassu pecari*) home range in the southern Pantanal. *Mammalia* 79,
1750 491-497. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0094>
- 1751 Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest
1752 communities. *Biological Conservation* 163, 22-32.
1753 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>
- 1754 Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional
1755 diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299-305. <http://dx.doi.org/10.1890/08-2244.1>
- 1756
- 1757 Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman,
1758 S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the
1759 field – methodology matters! *Functional Ecology* 22, 134-147.
1760 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- 1761 Legendre, P., Legendre, L. *Numerical Ecology*. 2^a ed. Elsevier:Amsterdam, 1998, 852p.
- 1762 Leite, M.S., Tambosi, L.R., Romitelli, I., Metzger, J.P., 2013. Landscape ecology perspective
1763 in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza &*
1764 *Conservação* 11, 108-118. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.019>
- 1765 Lindenmayer, D., Crane, M., Blanchard, W., Okada, S., Montague-Drake, R., 2016. Do nest
1766 boxes in restored woodlands promote the conservation of hollow-dependent fauna?
1767 *Restoration Ecology* 24, 244-251. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12306>
- 1768 Lira, P.K., Ewers, R.M., Banks-Leite, C., Pardini, R., Metzger, J.P., 2012. Evaluating the
1769 legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small
1770 mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49,
1771 1325-1333. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x>

- 1772 Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the
1773 relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian
1774 Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18, 499-511.
1775 <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12201>
- 1776 Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M.B., Setz, E.Z.F., Percequillo, A.R., Rondon, M.V.S.S., Kuhnen,
1777 V.V., Canhoto, M.C.S., Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G.L., Prado, H.A.,
1778 Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G., 2016.
1779 Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural
1780 and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 62, 431-446.
1781 <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>
- 1782 Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional
1783 evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity.
1784 *Oikos* 111, 112-118. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- 1785 Mendiburu, F., 2017. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package
1786 version 1.2-8. <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>
- 1787 Mendonça, F.A., Danni-Oliveira, I.M., 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos
1788 predominantes da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A.,
1789 Pimenta, J.A., editors. *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos autores, Londrina, pp. 63-66.
- 1790 McGregor, R.A., Stokes, V.L., Craig, M.D., 2014. Does forest restoration in fragmented
1791 landscapes provide habitat for a wide-ranging carnivore? *Animal Conservation* 17,
1792 467-475. <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12112>
- 1793 Melo, A.C.G., Durigan, G., 2007. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de
1794 matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis* 7, 101-111.
- 1795 Mittermeier, C.G., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global
1796 biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F.E., Habel, J.C.
1797 (Eds.), *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Priority Conservation*
1798 *Areas*. Springer, Heidelberg, pp. 3-22.
- 1799 Mokany, K., Ash, J., Roxburgh, S., 2008. Functional identity is more important than diversity
1800 in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *Journal of Ecology*
1801 96, 884-893. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01395.x>
- 1802 Moro-Rios, R.F., Silva-Pereira, J.E., Sila, P.W., Moura-Britto, M., Patrocínio, D.N.M., 2008.
1803 *Manual de Rastros da Fauna Paranaense*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- 1804 Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity
1805 measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate

- 1806 community assembly rules. *Functional Ecology* 24, 867-876.
 1807 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- 1808 Munro, N.T., Fisher, J., Wood, J., Lindenmayer, D.B., 2009. The effect of structural
 1809 complexity on large mammal occurrence in revegetation. *Ecological Management &*
 1810 *Restoration* 10, 150-153. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00477.x>
- 1811 Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is
 1812 positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37,
 1813 191-203. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- 1814 Nichols, O.G., Nichols, F.M., 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite
 1815 mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11, 261-
 1816 272. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00190.x>
- 1817 Nichols, E., Gardner, T.A., Peres, C.A., Spector, S., 2009. Co-declining mammals and dung
 1818 beetles: an impending ecological cascade. *Oikos* 118, 481-487.
 1819 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x>
- 1820 Noss, R., Nielsen, S., Vance-Boland, K., 2009. Prioritizing Ecosystems, Species and Sites for
 1821 Restoration. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P., editors. *Spatial*
 1822 *Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford
 1823 University Press, Oxford, pp. 158-171.
- 1824 Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin,
 1825 P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner,
 1826 H., 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3.
 1827 <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- 1828 Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G.,
 1829 Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., Tavares,
 1830 V.C., Mittermeier, R.A., Patton J.L., 2012. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil*. 2^a
 1831 Ed. *Occasional Papers in Conservation Biology*, No. 6. Conservation International,
 1832 Arlington.
- 1833 Paine, C.E.T, Back, H., 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases
 1834 diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88, 3076-3087. [https://doi.org/10.1890/06-](https://doi.org/10.1890/06-1835.1)
 1835 [1835.1](https://doi.org/10.1890/06-1835.1)
- 1836 Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M., 1995. Positive effects on game species of
 1837 top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx,
 1838 mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305.
 1839 <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9020295.x>

- 1840 Pereira, L.C.S.M., Oliveira, C.C.C., Torezan, J.M.D., 2013. Woody species regeneration in
1841 atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. *Natureza &*
1842 *Conservação* 11, 138-144. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.022>
- 1843 Podani, J., Schmera, D., 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*
1844 115, 179-185. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15048.x>
- 1845 R Development Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical
1846 Computing. Version 3.4.4. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
1847 <http://www.R-project.org/>
- 1848 Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The
1849 Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest
1850 distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
1851 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- 1852 Ribeiro, M.C., Martensen, A.C., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Scarano, F., Fortin, M.J., 2011.
1853 The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: Zachos, F.E.,
1854 Habel, J.C. (Eds.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation*
1855 *Priority Areas*. Springer, Heidelberg, pp 405-434. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21)
1856 [642-20992-5_21](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21)
- 1857 Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high
1858 diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological*
1859 *Conservation* 142 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- 1860 Safi, K., Cianciaruso, M.V., Loyola, R.D., Brito, D., Armour-Marshall, K., Diniz-Filho, J.A.,
1861 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic
1862 diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366, 2536-2544.
1863 <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0024>
- 1864 Santos Jr., P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L., 2016. The importance of restoration
1865 areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape.
1866 *Natureza & Conservação* 14, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>
- 1867 Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Arguillier, C., 2010. A user's guide to functional
1868 diversity indices. *Ecological Monographs* 80, 469-484. [https://doi.org/10.1890/08-](https://doi.org/10.1890/08-2225.1)
1869 [2225.1](https://doi.org/10.1890/08-2225.1)
- 1870 Shuey, J., Labus, P., Carneiro, E., Dias, F.M.S., Leite, L.A.R., Mielke, O.H.H., 2017.
1871 Butterfly communities respond to structural changes in forest restorations and
1872 regeneration in lowland Atlantic Forest, Paraná, Brazil. *Journal of Insect Conservation*
1873 21, 545-557. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9994-y>

- 1874 Soares, F.S., Medri, M.E., 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In:
1875 Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A., editors. A bacia do rio
1876 Tibagi. Edição dos autores, Londrina, pp. 69-79.
- 1877 Souza, F.M., Batista, J.L.F., 2004. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil:
1878 influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and*
1879 *Management* 191, 185-200. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.006>
- 1880 Stipp, N. A., 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini,
1881 E., Shibatta, O.A., Pimenta, J.A., editors. A bacia do rio Tibagi. Edição dos autores,
1882 Londrina, pp. 39-44.
- 1883 Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical
1884 forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23, 238-251.
1885 <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- 1886 Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M.M., Bedê, L.C., 2005. Desafios e
1887 oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira.
1888 *Megadiversidade* 1, 132-138.
- 1889 Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. Peres, C.A, 2010. Prospects for
1890 biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified
1891 landscapes. *Biological Conservation* 143, 2328-2340.
1892 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- 1893 Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to
1894 optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape
1895 connectivity. *Restoration Ecology* 22, 169-177. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>
- 1896 Terborgh, J., Lopez, L., Percy, N.V., Rao, M., Shahabunnin, G., Orihuela, G., Riveros, M.,
1897 Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in
1898 predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923-1926.
1899 <https://doi.org/10.1126/science.1064397>
- 1900 Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Patricia Alvarez, Swamy,
1901 V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*
1902 89, 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- 1903 Tilman, D., 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77, 350-363.
1904 <https://doi.org/10.2307/2265614>
- 1905 Wei, T., Simko, V., 2016. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version
1906 0.77. <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>

- 1907 Vesk, P.A., Nolah, R., Thomson, J.R., Dorrough, J.W., Nally, R.M., 2008. Time lags in
1908 provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141, 174-
1909 186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.010>
- 1910 Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity
1911 indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290-2301.
1912 <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- 1913 Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007.
1914 Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882-892.
1915 <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- 1916 Vogel, H.F., Spotswood, E., Campos, J.B., Bechara, F.C., 2016. Annual changes in a bird
1917 assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical
1918 agroecosystem. *Biota Neotropica* 16, e0069. [http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-](http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069)
1919 [2015-0069](http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0069)
- 1920

1921 CONSIDERAÇÕES FINAIS

1922

1923 Os estudos apresentados nesta tese, “Mamíferos de Médio e Grande Porte em Sítios de
 1924 Restauração Ecológica da Mata Atlântica: Características da Paisagem e Diversidade
 1925 Funcional”, destacam a importância dos sítios de restauração ecológica implementados na
 1926 região centro-sul da Mata Atlântica para a recomposição e manutenção da fauna de mamíferos
 1927 terrestres de médio e grande porte local. Apesar de altamente modificada, as paisagens que
 1928 compõem a área de estudo ainda retém níveis consideráveis de biodiversidade, onde foram
 1929 encontradas aproximadamente 70% das 43 espécies esperadas para a região, 77% delas
 1930 utilizando os sítios de restauração ecológica. Os resultados obtidos demonstram que os
 1931 ambientes avaliados representam refúgios para esses mamíferos, incluindo espécies que
 1932 desempenham importantes funções ecológicas, como a anta (*Tapirus terrestris*), importante
 1933 dispersor de sementes, e a onça parda (*Puma concolor*), importante para o controle da fauna
 1934 local. Algumas das espécies que não foram registradas são aquelas que apresentam alta
 1935 especialização de requerimentos ecológicos e, conseqüentemente, distribuições mais restritas,
 1936 como o cachorro vinagre (*Speothos venaticus*) e a onça pintada (*Panthera onca*), estando
 1937 possivelmente extintas nessas paisagens.

1938 Os resultados obtidos são especialmente promissores para a anta (*T. terrestris*), espécie
 1939 usualmente tratada como “jardineira de florestas” devido sua importância para a dispersão de
 1940 sementes de uma ampla gama de espécies arbóreas. Outros estudos desenvolvidos em
 1941 paisagens fragmentadas da Mata Atlântica indicam que sua ocorrência é dependente de um
 1942 limite mínimo de 45% de cobertura florestal, além de exigir manchas de hábitat maiores que
 1943 100 ha. No entanto, os resultados demonstraram que, na área de estudo, a anta tem utilizado
 1944 formações florestais de diversos tamanhos e paisagens com diferentes proporções de
 1945 cobertura florestal. Essa diferença pode ser um reflexo da pressão exercida pela alta
 1946 fragmentação da área de estudo, exigindo uma maior adaptação da espécie a ambientes menos
 1947 favoráveis. No entanto, sua presença nos sítios de restauração ecológica indica a existência de
 1948 recursos suficientes para sua ocorrência, que pode contribuir com a dispersão de sementes
 1949 provenientes de fragmentos florestais próximos e, conseqüentemente, com aceleração da
 1950 sucessão ecológica do ambiente restaurado.

1951 Apesar do número relativamente alto de espécies utilizando os sítios de restauração
 1952 ecológica, as diferenças observadas revelam diferenças na forma como as espécies percebem
 1953 os sítios de restauração ecológica. Notadamente, espécies de menor porte importantes para a
 1954 dispersão de sementes, como a cutia (*Dasyprocta azarae*) e a paca (*Cuniculus paca*),

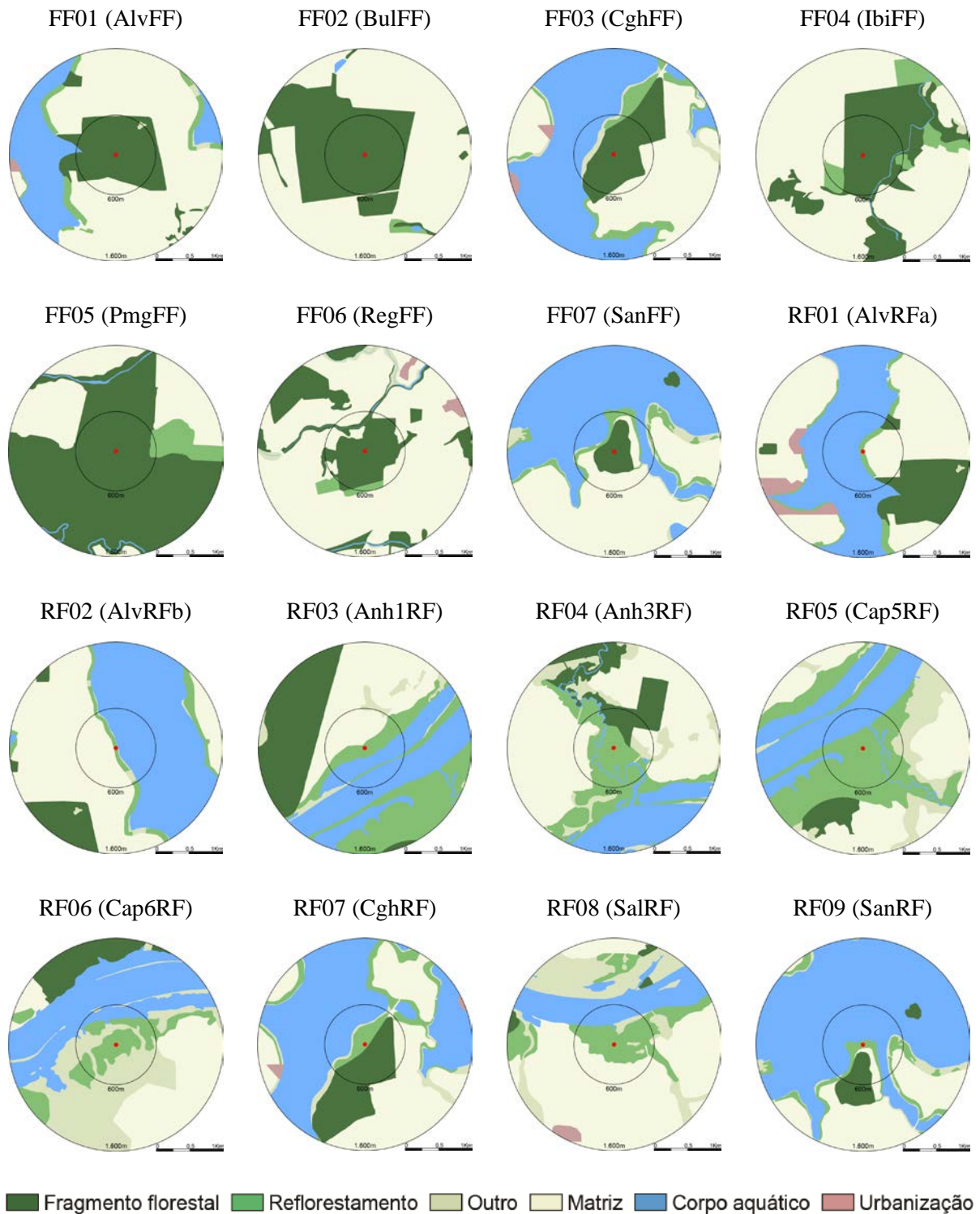
1955 apresentaram abundância relativa nos sítios de restauração ecológica significativamente
1956 menores do que nos fragmentos florestais, refletindo menor distribuição do atributo dieta
1957 sementes (D.Sd) naquela ambiente. Esta diferença é reflexo de suas dietas altamente
1958 frugívora, restringindo seus forrageamentos em áreas com maior produtividade alimentar e,
1959 consequentemente, a ocupação dos sítios de restauração ecológica. De fato, os sítios de
1960 restauração ecológica são ambientes estruturalmente mais simples com baixa diversidade de
1961 recursos alimentares, fazendo com que tais espécies permaneceram restritas aos fragmentos
1962 florestais.

1963 Apesar de altamente fragmentada, a área de estudo apresenta níveis relativamente altos
1964 de conectividade, resultado do número de sítios de restauração ecológica implementados na
1965 região. Notadamente, segundo a análise espacial empregada no capítulo 1, a cobertura
1966 florestal se destaca como a principal característica responsável pelo sucesso da restauração
1967 ecológica. No entanto, análise do tamanho do efeito empregada ao final da seleção espacial
1968 indica diferenças nas respostas das espécies, que pode ser positiva, como observada para a
1969 anta (*T. terrestris*), ou negativa, como observada para a paca (*C. paca*) e o quati (*Nasua*
1970 *nasua*). Este resultado evidencia a importância de se considerar as características das espécies
1971 que compõem a paisagem a ser restaurada e como tais espécies respondem às alterações do
1972 ambiente, e não apenas a estrutura da paisagem, de modo a assegurar a recomposição de
1973 espécies e funções ecológicas, e assim, o sucesso de futuras medidas de restauração ecológica.

APÊNDICES

APÊNDICE A1

Mapa de classificação do uso do solo de cada unidade amostral.



APÊNDICE A2

Script R – Curva de rarefação.

```
# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese1')

# Carregar pacotes exigidos:
library(vegan); library(ggplot2); library(iNEXT); library(gridExtra)

# Carregar base de dados:
sp <- read.table("sp.txt", header=T, row.names=1, dec=",")

FF <- subset(sp, Amb == "FF")
RF <- subset(sp, Amb == "RF")

ambiente <- list(FF=t(FF[,-1]),
                RF=t(RF[,-1]))

# Curva de rarefação:
rarefação.ambiente <- iNEXT(ambiente, datatype="incidence_raw", endpoint = 40)
rarefação.ambiente$DataInfo
write.table(rarefação.ambiente$DataInfo, "Amb.DataInfo.txt", sep="\t", dec = ",")

ggiNEXT(rarefação.ambiente) +
  ylim(c(8,35)) +
  scale_colour_manual(values=c("black", "gray45")) +
  scale_fill_manual(values=c("black", "gray45"))+
  geom_ribbon(aes(ymin=y.lwr, ymax=y.upr,fill=site, colour=NULL),alpha=0.001)+
  labs(x="Dias amostrais", y="Riqueza")+
  theme_bw(base_size = 18) +
  theme(legend.position="none", legend.title=element_blank()+
  scale_shape_manual(values=c(1,2))+
  ggtitle("")
```

APÊNDICE A3

Script R – Riqueza e composição de espécies.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese1')

# Carregar pacotes exigidos:
library(Hmisc); library(corrplot); library(usdm); library(plyr)
library(vegan); library(car); library(MASS); library(ggplot2)

# Carregar base de dados:
fo.all <- read.table("fo.txt", header = TRUE, dec = ",")
fo <- fo.all[,-c(1,21)]
env.all <- read.table("Env.txt", header = TRUE, dec = ",")
env <- env.all[,-c(1,5,6,7,11,12,14)]
amb <- fo.all[,21]
dist <- read.table("Dist.txt", header = TRUE, dec = ",")

fo.log <- log(fo+1)
dist.sp <- vegdist(fo.log, method="bray")
dist <- as.dist(dist)

## PERMANOVA:
(PERMANOVA.fo <- adonis(fo ~ amb, permutations=9999))

pa <- decostand(fo, "pa")
(PERMANOVA.pa <- adonis(pa ~ amb, permutations=9999))

## Permdisp:
(res.env <- betadisper(dist.sp, amb))
permutest(res.env, pairwise=TRUE, permutations=9999)

## NMDS
mds <- isoMDS(dist.sp)
col.amb <- as.character(revalue(fo.all$Amb, c("FF"="forestgreen", "RF"="dodgerblue3")))
plot(mds$points, type = "n", ylab = "", xlab = "")
points(mds$points[,c(1,2)], col=col.amb, pch=1, cex=1.5)
ordiellipse(mds, amb, col=c("forestgreen", "dodgerblue3"), label=T, choices = c(1, 2))
legend("top", paste("Stress =", round(mds$stress, 4)), bty="n")

## Simper
simper.fo <- simper(fo, amb, permutations = 9999)
summary(simper.fo)

## Gráfico
fo.grafico <- read.table("fo-spsimper.txt", header = TRUE, dec = ",")
cbPalette=c("forestgreen","dodgerblue3")
ggplot(data = fo.grafico, mapping = aes(x = id, y = fo))+
  geom_boxplot(alpha = 0, width = 0.5)+
  geom_jitter(pch=1, size = 3, alpha = 1, width = 0.15, aes(color = fo.grafico$Amb))+
  scale_color_manual(values = cbPalette)+

```

```
labs(x="Ambientes", y="FO")+  
theme_bw(base_size = 18) +  
theme(legend.position="none", legend.title=element_blank())
```

```
## Correlação espacial ##
```

```
mantel(dist.sp, dist, method="pearson", permutations = 999)
```

APÊNDICE A4

Script R – Características da Paisagem.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese1')

# Carregar pacotes exigidos:
library(Hmisc); library(corrplot); library(usdm); library(vegan)
library(plyr); library(ggplot2); library(gridExtra)

# Carregar base de dados:
fo.all <- read.table("fo.txt", header = TRUE, dec = ",")
fo <- fo.all[,-c(1,21)]
env.all <- read.table("Env.txt", header = TRUE, dec = ",")
env <- env.all[,-c(1,2)]

decorana (fo) # indica se os dados são lineares ou não (valor menor do que 3)
fo.hellinger <- decostand (fo, "hellinger")

###Correlação das Variáveis Espaciais:
(vifcor(env, th=0.75))
(cor.env <- rcorr(as.matrix(env)))
corrplot.mixed(cor.env$r, p.mat = cor.env$P, sig.level=0.05)

###Variáveis Espaciais - final:
env <- env[, !names(env) %in% c("Prox0600", "R1600", "Pop0600")]

#### SELEÇÃO DE VARIÁVEIS EXPLICATIVAS ####
##Seleção de variáveis em dois passos##
fo.rda <- rda (fo.hellinger ~ ., data = env)
anova.cca(fo.rda) # 1º passo, ANOVA do modelo total
modelo.fo <- rda (fo.hellinger ~ 1, data = env) # 2º passo, seleção das variáveis
(seleção <- ordiR2step (modelo.fo, fo.rda, direction = 'forward', Pin = 0.1, R2scope = F, trace = F))

#### GRÁFICO RDA ####
(rda.env <- rda(formula = fo.hellinger ~ R0600 + F1600, data = env))
(R2a.env <- RsquareAdj (rda.env))
rda.env$CCA$eig/rda.env$CCA$tot.chi*R2a.env$adj.r.squared
(spe.good <- goodness(rda.env))
(sel.sp <- which(spe.good[, 2] >= 0.3))

amb <- as.character(revalue(env.all$Amb, c("FF"="forestgreen", "RF"="dodgerblue3")))
fo.rda.plot <- ordiplot(rda.env, type="n")
points(rda.env, "sites", pch=1, col=amb, cex=1.5)
text(rda.env, "bp")
sp.rda <- scores(rda.env, display="sp")
sp.rda <- sp.rda[c(1,2,3,6,10,12,13,14,17,19),] #espécies selecionadas (sel.sp)
arrows(0, 0, sp.rda[,1], sp.rda[,2], length=0, lty=1, col="coral2")
text(sp.rda, row.names(sp.rda), col = "coral2")
ordiellipse(rda.env, env.all$Amb, col=c("forestgreen", "dodgerblue3"), label=T)
arrows(x0=0.8, y0=-0.8, x1=1.3, length=0.1)

```

```
arrows(x0=0.8, y0=-0.8, y1=-0.3, length=0.1)
text(1, -0.6, substitute(R[~a]^2))
text(1.45, -0.78, substitute("15,44%"))
text(0.9, -0.25, substitute("13,67%"))
```

```
#### TAMANHO DO EFEITO - ESPÉCIES SELECIONADAS####
```

```
fo.final <- fo.hellinger[,c(1,2,3,6,10,12,13,14,17,19)] #espécies selecionadas (sel.sp)
```

```
rsp.f1600 <- matrix(NA, nrow=ncol(fo.final), ncol=3, dimnames = list(colnames(fo.final), c("Coef", "CI-
min", "CI-max")))
```

```
for (i in 1:nrow(rsp.f1600)){
```

```
  rsp.f1600 [i,1] <- cor.test(fo.final[,i], env[,2], method = "pearson", conf.level = 0.95)$estimate
```

```
  rsp.f1600 [i,2] <- cor.test(fo.final[,i], env[,2], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[1]
```

```
  rsp.f1600 [i,3] <- cor.test(fo.final[,i], env[,2], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[2]
```

```
}
```

```
F1 <- rsp.f1600[order(rsp.f1600[,1]),]
```

```
write.table(F1, "rsp.f1600.txt", sep="\t", dec = ",")
```

```
rsp.r0600 <- matrix(NA, nrow=ncol(fo.final), ncol=3, dimnames = list(colnames(fo.final), c("Coef", "CI-
min", "CI-max")))
```

```
for (i in 1:nrow(rsp.r0600)){
```

```
  rsp.r0600 [i,1] <- cor.test(fo.final[,i], env[,3], method = "pearson", conf.level = 0.95)$estimate
```

```
  rsp.r0600 [i,2] <- cor.test(fo.final[,i], env[,3], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[1]
```

```
  rsp.r0600 [i,3] <- cor.test(fo.final[,i], env[,3], method = "pearson", conf.level = 0.95)$conf.int[2]
```

```
}
```

```
F2 <- rsp.r0600[order(rsp.r0600[,1]),]
```

```
write.table(F2, "rsp.r0600.txt", sep="\t", dec = ",")
```

```
r1 <- ggplot(as.data.frame(F1), aes(x = rownames(rsp.f1600), y = F1[,1], ymin=-1, ymax=1)) +
```

```
  scale_x_discrete(labels=gsub("_", " ", rownames(F1))) +
```

```
  geom_hline(yintercept=0, linetype=2, size = 1) +
```

```
  geom_point(shape = 1, size = 3) +
```

```
  geom_errorbar(aes(ymax = F1[,3], ymin = F1[,2]), width=0) +
```

```
  coord_flip() +
```

```
  labs(x = "", y = "Correlation Coefficient \n (Effect Size)") +
```

```
  theme_bw() +
```

```
  theme(panel.grid.major.x = element_line(colour = "grey80"),
```

```
        panel.grid.major.y = element_blank(),
```

```
        axis.text.y = element_text(face = "italic", vjust= 0.2),
```

```
        axis.title.x = element_text(face = "bold", vjust= 0),
```

```
        panel.border = element_rect(colour="black")) +
```

```
  ggtitle("FF 1600m")
```

```
r2 <- ggplot(as.data.frame(F2), aes(x = rownames(rsp.r0600), y = F2[,1], ymin=-1, ymax=1)) +
```

```
  scale_x_discrete(labels=gsub("_", " ", rownames(F2))) +
```

```
  geom_hline(yintercept=0, linetype=2, size = 1) +
```

```
  geom_point(shape = 1, size = 3) +
```

```
  geom_errorbar(aes(ymax = F2[,3], ymin = F2[,2]), width=0) +
```

```
  coord_flip() +
```

```
  labs(x = "", y = "Correlation Coefficient \n (Effect Size)") +
```

```
  theme_bw() +
```

```
  theme(panel.grid.major.x = element_line(colour = "grey80"),
```

```
panel.grid.major.y = element_blank(),  
axis.text.y = element_text(face = "italic", vjust= 0.2),  
axis.title.x = element_text(face = "bold", vjust= 0),  
panel.border = element_rect(colour="black")) +  
ggtitle("RF 0600m")  
  
grid.arrange(r1, r2, ncol = 2, nrow = 1)
```

APÊNDICE A5

Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada formação florestal amostrada.

	Fragmentos florestais							Sítios de restauração ecológica								
	FF01	FF02	FF03	FF04	FF05	FF06	FF07	RF01	RF02	RF03	RF04	RF05	RF06	RF07	RF08	RF09
<i>Alouatta guariba</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cerdocyon thous</i>	0,17	0,04	0,22	0,04	0,04	0,04	0,29	0,63	0,29	0,00	0,04	0,19	0,04	0,67	0,75	0,29
<i>Coendou spinosus</i> *	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cuniculus paca</i>	0,17	0,08	0,30	0,04	0,12	0,13	0,25	0,13	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,07	0,00	0,04
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,71	0,83	0,41	0,96	1,00	0,25	0,25	0,13	0,04	0,39	0,93	0,08	0,31	0,07	0,04	0,00
<i>Dasytus novemcinctus</i>	0,75	0,42	0,85	0,56	0,52	0,25	0,67	0,54	0,67	0,82	0,57	0,54	0,92	1,00	0,43	0,58
<i>Didelphis albiventris</i>	0,04	0,75	0,67	0,08	0,32	0,25	0,96	0,00	0,21	0,79	0,93	0,92	0,27	0,48	0,11	0,46
<i>Didelphis aurita</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eira barbara</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,20	0,13	0,04	0,04	0,00	0,04	0,07	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,14	0,04	0,04	0,00	0,07	0,00	0,08
<i>Galictis cuja</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,04	0,04
<i>Leopardus guttulus</i>	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00
<i>Leopardus pardalis</i>	0,00	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,07	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Leopardus wiedii</i>	0,00	0,00	0,07	0,08	0,04	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lepus europaeus</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04
<i>Lontra longicaudis</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00
<i>Mazama americana</i> *	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myocastor coypus</i> *	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nasua nasua</i>	0,29	0,29	0,63	0,52	0,60	0,38	0,54	0,29	0,42	0,43	0,39	0,00	0,27	0,41	0,04	0,46
<i>Pecari tajacu</i>	0,04	0,13	0,00	0,00	0,44	0,00	0,08	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04	0,04	0,04
<i>Puma concolor</i>	0,08	0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,08	0,04	0,04	0,07	0,04	0,15	0,00	0,07	0,04	0,00
<i>Puma yagouaroundi</i> *	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Sapajus nigritus</i>	0,29	0,29	0,30	0,00	0,24	0,63	0,67	0,13	0,00	0,11	0,64	0,00	0,00	0,22	0,00	0,33

<i>Sus scrofa</i> *	0,17	0,00	0,11	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	0,82	0,12	0,08	0,04	0,18	0,00
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,08	0,04	0,04	0,08	0,00	0,08	0,17	0,04	0,00	0,11	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,08
<i>Tapirus terrestris</i>	0,00	0,13	0,00	0,08	0,68	0,38	0,00	0,00	0,00	0,43	0,54	0,19	0,19	0,04	0,00	0,00
<i>Tayassu pecari</i> *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

* Espécies registradas em menos de 25% dos locais amostrados.

APÊNDICE B1

Literatura utilizada para a determinação e classificação de importância dos atributos funcionais utilizados.

Categoria de atributo	Atributo ou variação	Código	Tipo de dado	Referência
Dieta	Invertebrados	D.Iv	Discreto	
	Pequenos vertebrados	D.Sv	Discreto	
	Médios vertebrados	D.Mv	Discreto	
	Grandes vertebrados	D.Lv	Discreto	
	Peixes	D.Fs	Discreto	
	Carcaças	D.Cr	Discreto	
	Gramíneas	D.Gs	Discreto	
	Folhas	D.Lv	Discreto	
	Frutos	D.Ft	Discreto	
	Sementes	D.Sd	Discreto	
	Plantas	D.Pt	Discreto	
Substrato de forrageamento	Terrestre	F.G	Discreto	Abreu et al., 2016; Agostini et al., 2012; Alves-Costa et al., 2004; Beck, 2006; BioBrasil, 2012, 2013; Desbiez et al., 2009; Donadio et al., 2001; Emmons e Feer, 1997; Ferreguetti et al., 2015; Gardner, 2007; Gayot et al., 2004; Guichón et al., 2003; Herrera et al., 2011; Juarez e Marinho-Filho, 2002; Montgomery e Lubin, 1978; Moreno et al., 2006; Peters et al., 2011; Reis et al., 2006, 2014; Sciuro e Oliveira, 2002.
	Escansorial	F.S	Discreto	
	Arbóreo	F.Ab	Discreto	
	Aquático	F.Aq	Discreto	
Forma de locomoção	Terrestre	L.T	Discreto	
	Fossorial	L.F	Discreto	
	Arbóreo	L.Ab	Discreto	
	Semiaquático	L.Aq	Discreto	
Período de atividade	Diurno	A.D	Discreto	
	Noturno	A.N	Discreto	
	Crepuscular	A.C	Discreto	
Comportamento social	Social	S.B	Discreto	
	Solitário	L.B	Discreto	
Massa corporal	0.75 a 207.5 kg	B.M	Contínuo	

Literatura citada

- Abreu, T. C. K. et al. (2016). New record of feeding behavior by the porcupine *Coendou spinosus* (F. Cuvier, 1823) in high altitude grassland of the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalia**, 0026.
- Agostini, I. et al. (2012). Influence of seasonality, group size, and presence of a congener on activity patterns of howler monkeys. **Journal of Mammalogy**, 93(3):645-657.
- Alves-Costa, C. P. et al. (2004). Variation in the diet of the brown-nosed coati (I) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 85(3):478-482.
- Beck, H. (2006). A Review of Peccary-Palm Interactions and Their Ecological Ramifications across the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, 87(3):519-530.
- Biodiversidade Brasileira (2012). **Avaliação do Estado de Conservação dos Ungulados**. 116p.
- Biodiversidade Brasileira (2013). **Avaliação do Estado de Conservação dos Carnívoros**. 290p.
- Desbiez, A. L. J. et al. (2009). Niche Partitioning among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus scrofa*). **Journal of Mammalogy**, 90(1):119-128.
- Donadio, E. et al. (2001). Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga*, in northwestern Patagonia. **Mammalia**, 65(1):49-54.
- Emmons, L.H. e Feer, F. (1997). **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. University of Chicago Press, Chicago. 396p.
- Ferregueti, A. C. et al. (2015). Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, 96(6):1245-1254.
- Gayot, M. et al. (2004). Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, 20:31-43.
- Gardner, A. L. (2007). **Mammals of South America, Volume 1**. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. The University of Chicago Press, Chicago. 669p.
- Guichón, M. L. et al. (2003). Social behaviour and group formation in the coypu (*Myocastor coypus*) in the Argentinean Pampas. **Journal of Mammalogy**, 84(1):254-262.
- Herrera, E. A. et al. (2011). Capybara social structure and dispersal patterns: variations on a theme. **Journal of Mammalogy**, 92(1):12-20.
- Juarez, K. M.; J. Marinho-Filho (2002). Diet, Habitat Use, and Home Ranges of Sympatric Canids in Central Brazil. **Journal of Mammalogy**, 83(4):925-933.

- Montgomery, G. G.; Y. D. Lubin (1978). Movements of *Coendou prehensilis* in the Venezuelan Llanos. **Journal of Mammalogy**, 59(4):887-888.
- Moreno, R. S. et al. (2006). Competitive Release in Diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) Decline. **Journal of Mammalogy**, 87(4):808-816.
- Peters, F. B. et al. (2011). Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Carnivora: Mephitidae) in the extreme south of Brazil. **Zoologia**, 28(2):193-198.
- Reis, N. R. et al. (2006). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, 437p.
- Reis, N. R. et al. (2014). **Mamíferos Terrestres de Médio e Grande Porte da Mata Atlântica**. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 146p.
- Sciuro, F. L.; L. F. B. Oliveira (2002). Coexistence of Peccaries and Feral Hogs in the Brazilian Pantanal Wetland. An Ecomorphological View. **Journal of Mammalogy**, 83(1):207-217.

APÊNDICE B2

Atributos funcionais das espécies de mamíferos de maior porte amostradas.

Classificação de importância variando de 0 a 3 (B.M: Massa corporal média (g); S.B: Comportamento social; L.B: Comportamento solitário; A.D: Atividade diurna; A.C: Atividade crepuscular; A.N: Atividade noturna; L.T: Locomoção terrestre; L.F: Locomoção fossorial; L.Aq: Locomoção semiaquática; L.Ab: Locomoção arbórea; F.Aq: Forrageamento aquático; F.Ab: Forrageamento arbóreo; F.G: Forrageamento terrestres; F.S: Forrageamento escansorial; D.Iv: Dieta invertebrados; D.Sv: Dieta pequenos vertebrados; D.Mv: Dieta médios vertebrados; D.Lv: Dieta grandes vertebrados; D.Fs: Dieta peixes; D.Cr: Dieta carcaças, D.Gs: Dieta gramíneas; D.Lv: Dieta folhas; D.Ft: Dieta frutos; D.Sd: Dieta sementes; D.Pt: Dieta plantas).

	B.M	S.B	L.B ¹	A.D ¹	A.C	A.N	L.T	L.F	L.Aq	L.Ab	F.Aq ¹	F.Ab ¹
<i>Alouatta guariba</i>	5188,33	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Cerdocyon thous</i>	5239,98	1	3	1	3	3	1	0	0	0	0	0
<i>Coendou spinosus</i>	750,79	0	0	0	0	3	1	0	0	3	0	3
<i>Cuniculus paca</i>	8172,55	0	3	0	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Dasyprocta azarae</i>	2309,99	0	3	3	1	0	3	0	0	0	0	0
<i>Dasybus novemcinctus</i>	4203,78	0	3	1	2	3	3	2	0	0	0	0
<i>Didelphis albiventris</i>	904,00	0	3	0	1	3	3	0	0	3	0	0
<i>Eira barbara</i>	3910,03	2	3	3	2	1	3	0	0	3	0	0
<i>Euphractus sexcinctus</i>	4782,89	0	3	3	0	1	3	3	0	0	0	0
<i>Galictis cuja</i>	1000,00	3	2	3	2	1	3	0	0	0	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	48144,91	3	0	3	1	1	2	0	3	0	3	0
<i>Leopardus guttulus</i>	2250,00	0	3	1	0	3	3	0	0	1	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	11900,08	0	3	1	2	3	3	0	0	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i>	3249,97	0	3	0	0	3	2	0	0	3	0	2
<i>Lepus europaeus</i>	3740,00	0	3	0	2	3	3	0	0	0	0	0
<i>Lontra longicaudis</i>	6554,96	0	3	3	2	1	1	0	3	0	3	0
<i>Mazama americana</i>	22799,75	0	3	1	0	3	3	0	0	0	0	0
<i>Myocastor coypus</i>	6937,45	3	0	1	0	3	0	0	3	0	3	0
<i>Nasua nasua</i>	3793,85	3	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0
<i>Pecari tajacu</i>	21266,69	3	0	3	1	1	3	0	0	0	0	0
<i>Procyon cancrivorus</i>	6949,92	0	3	0	0	3	3	0	0	0	2	0
<i>Puma concolor</i>	51600,04	0	3	1	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Puma yagouaroundi</i>	6875,00	0	3	3	1	1	3	0	0	0	0	0
<i>Sapajus nigritus</i>	2687,21	3	0	3	0	0	2	0	0	3	0	3
<i>Sus scrofa</i>	96118,09	3	0	0	1	3	3	0	0	0	0	0

<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	949,99	0	3	0	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5515,06	0	3	1	1	3	3	0	0	0	0	0
<i>Tapirus terrestris</i>	207500,9	0	3	0	0	3	3	0	2	0	0	0

	F.G ¹	F.S	D.Iv	D.Sv	D.Mv	D.Lv	D.Fs	D.Cr	D.Gs	D.Lv	D.Ft	D.Sd	D.Pt
<i>Alouatta guariba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	1	1
<i>Cerdocyon thous</i>	3	0	3	3	0	0	2	1	1	0	3	0	0
<i>Coendou spinosus</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	3
<i>Cuniculus paca</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	2
<i>Dasyprocta azarae</i>	3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	3	2	2
<i>Dasytus novemcinctus</i>	3	0	3	1	0	0	0	1	0	0	2	1	2
<i>Didelphis albiventris</i>	3	3	3	3	0	0	0	1	0	0	2	2	1
<i>Eira barbara</i>	3	3	3	3	2	0	2	1	0	0	3	0	1
<i>Euphractus sexcinctus</i>	3	0	3	2	0	0	0	1	0	0	2	0	1
<i>Galictis cuja</i>	3	3	2	3	2	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	2
<i>Leopardus guttulus</i>	3	2	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	3	2	1	3	3	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i>	2	0	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepus europaeus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Lontra longicaudis</i>	2	0	3	2	0	0	3	1	0	0	1	0	0
<i>Mazama americana</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	2	3
<i>Myocastor coypus</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3
<i>Nasua nasua</i>	3	3	3	3	1	1	0	1	0	0	3	0	1
<i>Pecari tajacu</i>	3	0	2	1	0	0	0	0	0	1	3	2	3
<i>Procyon cancrivorus</i>	3	1	3	2	0	0	3	0	0	0	3	1	1
<i>Puma concolor</i>	3	1	1	2	3	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Puma yagouaroundi</i>	3	0	3	3	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Sapajus nigritus</i>	2	0	3	3	0	0	0	0	0	2	3	2	3
<i>Sus scrofa</i>	3	0	3	3	2	0	0	1	1	1	3	2	3
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Tamandua tetradactyla</i>	3	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tapirus terrestris</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0	3

¹: Atributos excluídos da matriz de atributos funcionais devido ao alto valor de correlação.

APÊNDICE B3

Script R – Correlação funcional e Índices de Atributos Funcionais.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese2')

# Carregar pacotes exigidos:
library(usdm); library(corrplot); library(Hmisc); library(FD)

# Carregar base de dados:
trait.null <- read.table("traits_null.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
trait.full <- read.table("traits.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo.sp <- read.table("fo.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo <- fo.sp[,-c(1:2)]
fo.env <- fo.sp[,-c(3:31)]

# Verificando colinearidade dos atributos funcionais:
vif(trait.null)

# Eliminar com VIF > 10:
(trait.temp1 <- vifstep(trait.null, th=10))
trait.temp1@excluded
trait.temp2 <- trait.null[, !names(trait.null) %in% c("ForStrat.Water", "ForStrat.Ground",
"ForStrat.Arboreal")]

# Verificando correlação dos atributos funcionais (trait.temp2):
cor.trait <- rcorr(as.matrix(trait.temp2))
corrplot.mixed(cor.trait$r, p.mat = cor.trait$p, sig.level=0.05)
trait.null.final <- trait.temp2[, !names(trait.temp2) %in% c("LonelyBehav", "Activity-Diurnal")]

# Matrix funcional final:
trait.1 <- trait.full[, !names(trait.full) %in% c("ForStrat.Water", "ForStrat.Ground",
"ForStrat.Arboreal", "LonelyBehav", "Activity.Diurnal")]
trait.2 <- trait.1[, !names(trait.1) %in% c("BodyMass")]

##### FD metrics #####
nsites <- nrow(fo)
nspecies <- ncol(fo)
ntraits <- ncol(trait.2)
Environment <- factor(fo.env[,c(2)])

fo.bm <- matrix(NA, nrow=nsites, ncol=nspecies, dimnames = list(rownames(fo),colnames(fo)))
for (j in 1:nsites){fo.bm[j,]= as.matrix(fo)[j,]*trait.full$BodyMass}

FD.temp <- dbFD(x = trait.2, a = fo.bm, calc.CWM = F)
FD <- as.data.frame(with(FD.temp, cbind(nbsp, FRic, FEve, FDiv)))
write.table(FD, "FD.txt", sep="\t", dec = ",")

cwm <- functcomp(x=trait.2, a=fo.bm, bin.num=c(14))
write.table(cwm, "cwm.txt", sep="\t", dec = ",")

```

APÊNDICE B4

Script R – Análise FD.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese2')

# Carregar pacotes exigidos:
library(car); library(FSA); library(agricolae); library(Rmisc); library(ggplot2); library(gridExtra)

##### DADOS #####
FD <- read.table("FD.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo.sp <- read.table("fo.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo <- fo.sp[, -c(1:2)]
fo.env <- fo.sp[, -c(3:31)]
environment <- factor(fo.env[, c(2)])

##### Análise FD #####
attach(FD)

leveneTest(FRiC ~ environment)
model.FRiC <- lm(FRiC ~ environment)
Anova(model.FRiC, type="II", white.adjust=F)

leveneTest(FEve ~ environment)
model.FEve <- lm(FEve ~ environment)
Anova(model.FEve, type="II", white.adjust=F)

leveneTest(FDiv ~ environment)
model.FDiv <- lm(FDiv ~ environment)
Anova(model.FDiv, type="II", white.adjust=F)

##### Gráficos #####
##FRiC:
(hsd.fric <- HSD.test(model.FRiC, "environment")) ## letras de acordo com diferença significativa
média.fric <- data.frame(FRiC, environment)
Data.fric <- summarySE(data=média.fric, "FRiC", groupvars="environment", conf.interval = 0.95)
Data.fric <- Data.fric[order(Data.fric$FRiC, decreasing=T),]
Data.fric$Letras <- hsd.fric$groups[,2]
Tab.fric = as.table(Data.fric$FRiC)
rownames(Tab.fric) = Data.fric$environment
offset.v = -5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
offset.h = 0.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
pfric <- ggplot(Data.fric, aes(x = environment, y = FRiC, ymax=60, ymin=0)) +
  geom_bar(stat="identity", fill="gray50", colour = "black", width = 0.7) +
  geom_errorbar(aes(ymax=FRiC+se, ymin=FRiC-se), width=0.0, size=0.5, color="black") +
  geom_text(aes(label=Letras, hjust=offset.h, vjust=offset.v)) +
  labs(x = "", y = "FRiC") +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major.x = element_blank(),
        panel.grid.major.y = element_line(colour = "grey80"),
        plot.title = element_text(size = rel(1.5), face = "bold", vjust = 1.5),

```

```

axis.title = element_text(face = "bold"),
axis.title.y = element_text(vjust = 1.8),
axis.title.x = element_text(vjust = -0.5),
panel.border = element_rect(colour="black")

```

```
###FEve:
```

```

(hsd.feve <- HSD.test(model.FEve, "environment")) ## letras de acordo com diferença significativa
média.feve <- data.frame(FEve, environment)
Data.feve <- summarySE(data=média.feve, "FEve", groupvars="environment", conf.interval = 0.95)
Data.feve <- Data.feve[order(Data.feve$FEve, decreasing=T),]
Data.feve$Letras <- hsd.feve$groups[,2]
Tab.feve = as.table(Data.feve$FEve)
rownames(Tab.feve) = Data.feve$environment
offset.v = -2.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
offset.h = 0.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
pfefe <- ggplot(Data.feve, aes(x = environment, y = FEve, ymax=0.6, ymin=0)) +
  geom_bar(stat="identity", fill="gray50", colour = "black", width = 0.7) +
  geom_errorbar(aes(ymax=FEve+se, ymin=FEve-se), width=0.0, size=0.5, color="black") +
  geom_text(aes(label=Letras, hjust=offset.h, vjust=offset.v)) +
  labs(x = "", y = "FEve") +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major.x = element_blank(),
        panel.grid.major.y = element_line(colour = "grey80"),
        plot.title = element_text(size = rel(1.5), face = "bold", vjust = 1.5),
        axis.title = element_text(face = "bold"),
        axis.title.y = element_text(vjust = 1.8),
        axis.title.x = element_text(vjust = -0.5),
        panel.border = element_rect(colour="black"))

```

```
###FDiv:
```

```

(hsd.fdiv <- HSD.test(model.FDiv, "environment")) ## letras de acordo com diferença significativa
média.fdiv <- data.frame(FDiv, environment)
Data.fdiv <- summarySE(data=média.fdiv, "FDiv", groupvars="environment", conf.interval = 0.95)
Data.fdiv <- Data.fdiv[order(Data.fdiv$FDiv, decreasing=T),]
Data.fdiv$Letras <- hsd.fdiv$groups[,2]
Tab.fdiv = as.table(Data.fdiv$FDiv)
rownames(Tab.fdiv) = Data.fdiv$environment
offset.v = -2.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
offset.h = 0.5 # distância das letras em relação às colunas do gráfico
pfdiv <- ggplot(Data.fdiv, aes(x = environment, y = FDiv, ymax=1, ymin=0)) +
  geom_bar(stat="identity", fill="gray50", colour = "black", width = 0.7) +
  geom_errorbar(aes(ymax=FDiv+se, ymin=FDiv-se), width=0.0, size=0.5, color="black") +
  geom_text(aes(label=Letras, hjust=offset.h, vjust=offset.v)) +
  labs(x = "", y = "FDiv") +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major.x = element_blank(),
        panel.grid.major.y = element_line(colour = "grey80"),
        plot.title = element_text(size = rel(1.5), face = "bold", vjust = 1.5),
        axis.title = element_text(face = "bold"),
        axis.title.y = element_text(vjust = 1.8),
        axis.title.x = element_text(vjust = -0.5),
        panel.border = element_rect(colour="black"))

```



```
grid.arrange(pfric, pfeve, pfdiv, ncol = 3, nrow = 1)
```

```
##boxplot:
```

```
par(mfrow = c(1, 3), mar = c(1, 2, 2, 3), oma = c(2,3,0,0), bty = "n")
plot(FRic ~ environment, type="n", ylim = c(0,120), ylab = "", xlab = "", axes = F, pch = 19)
mtext(side = 2, text=substitute(FRic), line = 2, las = 3)
abline(v=0.45)
abline(h=0)
axis(2, las = 1, pos = 0.45, at = c(0, 20, 40, 60, 80, 100, 120))
axis(1, pos = 0, 1:2, labels = c("FF", "RF"))
```

```
plot(FEve ~ environment, type="n", ylim = c(0.4,0.8), ylab = "", xlab = "", axes = F, pch = 19)
mtext(side = 2, text=substitute(FEve), line = 2, las = 3)
abline(v=0.45)
abline(h=0.4)
axis(2, las = 1, pos = 0.45, at = c(0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8))
axis(1, pos = 0.4, 1:2, labels = c("FF", "RF"))
```

```
plot(FDiv ~ environment, type="n", ylim = c(0.7,1), ylab = "", xlab = "", axes = F, pch = 19)
mtext(side = 2, text=substitute(FDiv), line = 2, las = 3)
abline(v=0.45)
abline(h=0.7)
axis(2, las = 1, pos = 0.45, at = c(0.7, 0.8, 0.9, 1.0))
axis(1, pos = 0.7, 1:2, labels = c("FF", "RF"))
```

APÊNDICE B5

Script R – Análise CWM.

```

# Definir pasta de trabalho:
setwd('E:/UEL-Tese/Tese2')

# Carregar pacotes exigidos:
library(vegan); library(plyr); library(FD)

##### DADOS #####
cwm <- read.table("cwm.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo.sp <- read.table("fo.txt", header=T, row.names=1, dec=",")
fo <- fo.sp[,-c(1:2)]
fo.env <- fo.sp[,-c(3:31)]
environment <- factor(fo.env[,c(2)])

##### Análise CWM #####
dist.cwm <- gowdis(cwm)

## PERMANOVA
#Mostra se existe diferença na variância dos dados.
(PERMANOVA <- adonis(cwm ~ environment, permutations=9999))

## Betadisper
#Mostra onde está a diferença evidenciada no permanova.
(res.cwm <- betadisper(dist.cwm, environment))
permutest(res.cwm, pairwise=TRUE, permutations=9999)

##PCoA
Pco.cwm <- cmdscale(dist.cwm, eig=T, add=T, k=(nrow(cwm)-1))
Pco.cwm$eig/sum(Pco.cwm$eig)*100 #porcentagem explicada por cada eixo

ambientes <- as.character(revalue(environment, c("FF"="forestgreen", "RF"="dodgerblue3")))
ordiplot(Pco.cwm, choices = c(1, 2), type = "n", ylab = "", xlab = "")
abline(h=0, lty=3)
abline(v=0, lty=3)
points(Pco.cwm$points[,c(1,2)], col=ambientes, pch=1, cex=1.5)
ordiellipse(Pco.cwm, environment, col=c("forestgreen", "dodgerblue3"), label=T, choices = c(1, 2))
title(xlab="PCoA 1 (67,02%)", ylab= "PCoA 2 (15,25%)", line=2)
#vetores na ordenação:
fit.pco.cwm <- envfit(Pco.cwm, cwm)
plot(fit.pco.cwm, col="black", p.max = 0.05)

## Simper
simper.cwm <- simper(cwm, environment, permutations = 9999)
summary(simper.cwm)

```

APÊNDICE B6

Frequência de ocorrência das espécies registradas em cada unidade amostral utilizada nas análises funcionais.

	Fragmento florestal				Sítios de restauração ecológica					
	FF01	FF02	FF03	FF04	RF01	RF02	RF03	RF04	RF05	RF06
<i>Alouatta guariba</i>	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cerdocyon thous</i>	0,17	0,22	0,04	0,29	0,63	0,29	0,19	0,04	0,67	0,29
<i>Coendou spinosus</i>	0,08	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cuniculus paca</i>	0,17	0,30	0,04	0,25	0,13	0,04	0,00	0,00	0,07	0,04
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,71	0,41	0,96	0,25	0,13	0,04	0,08	0,31	0,07	0,00
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,75	0,85	0,56	0,67	0,54	0,67	0,54	0,92	1,00	0,58
<i>Didelphis albiventris</i>	0,04	0,67	0,08	0,96	0,00	0,21	0,92	0,27	0,48	0,46
<i>Eira barbara</i>	0,00	0,00	0,04	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,04	0,04	0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,08
<i>Galictis cuja</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,04
<i>Leopardus guttulus</i>	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00
<i>Leopardus pardalis</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00
<i>Leopardus wiedii</i>	0,00	0,07	0,08	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lepus europaeus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,04	0,04
<i>Lontra longicaudis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
<i>Mazama americana</i>	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myocastor coypus</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
<i>Nasua nasua</i>	0,29	0,63	0,52	0,54	0,29	0,42	0,00	0,27	0,41	0,46
<i>Pecari tajacu</i>	0,04	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04	0,04
<i>Puma concolor</i>	0,08	0,04	0,00	0,08	0,04	0,04	0,15	0,00	0,07	0,00
<i>Puma yagouaroundi</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sapajus nigritus</i>	0,29	0,30	0,00	0,67	0,13	0,00	0,00	0,00	0,22	0,33
<i>Sus scrofa</i>	0,17	0,11	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,08	0,04	0,00
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,08	0,04	0,08	0,17	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,08
<i>Tapirus terrestris</i>	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,19	0,19	0,04	0,00

ANEXOS

ANEXO 1

Normas da *Biological Conservation*

Biological Conservation is an international leading journal in the discipline of **conservation biology**. The journal publishes articles spanning a diverse range of fields that contribute to the biological, sociological, and economic dimensions of **conservation** and **natural resource management**. The primary aim of *Biological Conservation* is the publication of high-quality papers that advance the science and practice of conservation, or which demonstrate the application of conservation principles for natural resource management and policy. Therefore it will be of interest to a broad international readership.

Biological Conservation invites the submission of research articles, reviews (including systematic reviews and perspectives), short communications and letters to the editor dealing with all aspects of conservation science, including theoretical and empirical investigations into the consequences of human actions for the diversity, structure and function of terrestrial, aquatic or marine ecosystems. Such papers may include quantitative assessments of extinction risk, fragmentation effects, spread of invasive organisms, conservation genetics, conservation management, global change effects on biodiversity, landscape or reserve design and management, restoration ecology, or resource economics.

The journal's coverage of interdisciplinary topics within conservation biology is highly relevant to scientists at academic, research and non-governmental institutions. The journal also provides practical applications of conservation research for land/resource managers and policy makers charged with protecting biological diversity and ultimately implementing conservation science into conservation practice.

Biological Conservation is an affiliate publication of the Society for Conservation Biology (SCB). SCB members can obtain a personal subscription to this journal through the Society.

GUIDE FOR AUTHORS

NEW SUBMISSIONS

Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF file, which is used in the peer-review process.

As part of the Your Paper Your Way service, you may choose to submit your manuscript as a single file to be used in the refereeing process. This can be a PDF file or a Word document, in any format or layout that can be used by referees to evaluate your manuscript. It should contain high enough quality figures for refereeing. If you prefer to do so, you may still provide all or some of the source files at the initial submission. Please note that individual figure files larger than 10 MB must be uploaded separately.

Please use correct, continuous line numbering and page numbering throughout the document.

References

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/ book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by

Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct.

Formatting requirements

There are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example Abstract, Keywords, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions. If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes.

Divide the article into clearly defined sections.

Tables and Figures

Please place legends above Tables and below Figures. They should follow the References at the end of the manuscript.

Peer review

This journal operates a double blind review process. All contributions will be initially assessed by the editor for suitability for the journal. Papers deemed suitable are then typically sent to a minimum of two independent expert reviewers to assess the scientific quality of the paper. The Editor is responsible for the final decision regarding acceptance or rejection of articles. The Editor's decision is final. More information on types of peer review.

Double-blind review This journal uses double-blind review, which means the identities of the authors are concealed from the reviewers, and vice versa. More information is available on our website. To facilitate this, please include the following separately:

Title page (with author details): This should include the title, authors' names, affiliations, acknowledgements and any Declaration of Interest statement, and a complete address for the corresponding author including an e-mail address.

Blinded manuscript (no author details): The main body of the paper (including the references, figures, tables and any acknowledgements) should not include any identifying information, such as the authors' names or affiliations.

REVISED SUBMISSIONS

Use of word processing software

Please use correct, continuous line numbering and page numbering throughout the document.

It is important that the file be saved in the native format of the word processor used. The text should be in single-column format. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. In particular, do not use the word processor's options to justify text or to hyphenate words. However, do use bold face, italics, subscripts, superscripts etc. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier: <http://www.elsevier.com/guidepublication>). Note that source files of figures, tables and text graphics will be required whether or not you embed your figures in the text. See also the section on Electronic artwork.

To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Please use single spacing throughout the document. Use continuous line numbering throughout the document. Avoid full justification, i.e., do not use a constant right-hand margin. Ensure that each new paragraph is clearly indicated. Number every page of the manuscript, including the title page, references tables, etc. Present tables and figure legends on separate pages at the end of the manuscript. Layout and conventions must conform with those given in this guide to authors. **Journal style has changed over time so do not use old issues as a guide.** Number all pages consecutively. Italics are not to be used for expressions of Latin origin, for example, *in vivo*, *et al.*, *per se*. Use decimal points (not commas); use a space for thousands (10 000 and above).

Use of word processing software

Regardless of the file format of the original submission, at revision you must provide us with an editable file of the entire article. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier). See also the section on Electronic artwork. To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your word processor.

Cover letter Submission of a manuscript must be accompanied by a cover letter that includes the following statements or acknowledgements: The work is all original research carried out by the authors. All authors agree with the contents of the manuscript and its submission to the journal. No part of the research has been published in any form elsewhere, unless it is fully acknowledged in the manuscript. Authors should disclose how the research featured in the manuscript relates to any other manuscript of a similar nature that they have published, in press, submitted or will soon submit to *Biological Conservation* or elsewhere. The manuscript is not being considered for publication elsewhere while it is being considered for publication in this journal. Any research in the paper not carried out by the authors is fully acknowledged in the manuscript. All sources of funding are acknowledged in the manuscript, and authors have declared any direct financial benefits that could result from publication. All appropriate ethics and other approvals were obtained for the research. Where appropriate, authors should state that their research protocols have been approved by an authorized animal care or ethics committee, and include a reference to the code of practice adopted for the reported experimentation or methodology. The Editor will take account of animal welfare issues and reserves the right not to publish, especially if the research involves protocols that are inconsistent with commonly accepted norms of animal research. Please include a short paragraph that describes the main finding of your paper, and its significance to the field of conservation biology. The authors should state in the cover letter if the paper in any form has previously been submitted to *Biological Conservation*. In that case the authors should specify the original manuscript number.

Article structure

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Glossary

Please supply, as a separate list, the definitions of field-specific terms used in your article.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- **Title.** Concise and informative, yet not overly general. If appropriate, include the species or ecosystem that was the subject of the study, or the location where the study was done. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible
- **Author names and affiliations.** Where the family name may be ambiguous (e.g., a double name), please indicate this clearly. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- **Corresponding author.** Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. **Ensure that phone numbers (with**

country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address. Contact details must be kept up to date by the corresponding author.

• **Present/permanent address.** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required (maximum length of 250 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the methods used, the principal results and major conclusions. Please try to keep each sentence as specific as possible, and avoid such general statements as "The management implications of the results are discussed". An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, they must be cited in full, without reference to the reference list. Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself.

Graphical abstract

Although a graphical abstract is optional, its use is encouraged as it draws more attention to the online article. The graphical abstract should summarize the contents of the article in a concise, pictorial form designed to capture the attention of a wide readership. Graphical abstracts should be submitted as a separate file in the online submission system. Image size: Please provide an image with a minimum of 531 × 1328 pixels (h × w) or proportionally more. The image should be readable at a size of 5 × 13 cm using a regular screen resolution of 96 dpi. Preferred file types: TIFF, EPS, PDF or MS Office files. You can view Example Graphical Abstracts on our information site. Authors can make use of Elsevier's Illustration Services to ensure the best presentation of their images and in accordance with all technical requirements.

Highlights

Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point). You can view example Highlights on our information site.

Stereochemistry abstract

For each important chiral compound you are requested to supply a stereochemistry abstract detailing structure, name, formula and all available stereochemical information for eventual incorporation into a database. An abstract for only one enantiomer per compound is required.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Formatting of funding sources

List funding sources in this standard way to facilitate compliance to funder's requirements:

Funding: This work was supported by the National Institutes of Health [grant numbers xxxx, yyyy]; the Bill & Melinda Gates Foundation, Seattle, WA [grant number zzzz]; and the United States Institutes of Peace [grant number aaaa].

It is not necessary to include detailed descriptions on the program or type of grants and awards. When funding is from a block grant or other resources available to a university, college, or other research institution, submit the name of the institute or organization that provided the funding.

If no funding has been provided for the research, please include the following sentence:

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Nomenclature and Units

Follow internationally accepted rules and conventions: use the international system of units (SI) for all scientific and laboratory data. If other quantities are mentioned, give their equivalent in SI.

Common names must be in lower-case except proper nouns. All common names must be followed by a scientific name in parentheses in italics. For example, bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*). Where scientific names are used in preference to common names they should be in italics and the genus should be reduced to the first letter after the first mention. For example, the first mention is given as *Tursiops aduncus* and subsequent mentions are given as *T. aduncus*.

Math formulae

Please submit math equations as editable text and not as images. Present simple formulae in line with normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many word processors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be

the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article.

Artwork

Electronic artwork

General points

Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.

- Preferred fonts: Arial (or Helvetica), Times New Roman (or Times), Symbol, Courier.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Indicate per figure if it is a single, 1.5 or 2-column fitting image.
- For Word submissions only, you may still provide figures and their captions, and tables within a single file at the revision stage.
- Please note that individual figure files larger than 10 MB must be provided in separate source files.

A detailed guide on electronic artwork is available.

You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here.

Formats

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalized, please 'save as' or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/halftone combinations given below):

EPS (or PDF): Vector drawings. Embed the font or save the text as 'graphics'.

TIFF (or JPG): Color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi.

TIFF (or JPG): Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi.

TIFF (or JPG): Combinations bitmapped line/half-tone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required.

Please do not:

- Supply files that are optimized for screen use (e.g., GIF, BMP, PICT, WPG); the resolution is too low.
- Supply files that are too low in resolution.
- Submit graphics that are disproportionately large for the content.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF (or JPEG), EPS (or PDF), or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color online (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in color in the printed version. **For color reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article.** Please indicate your preference for color: in print or online only. Further information on the preparation of electronic artwork.

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. A caption should comprise a brief title (**not** on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Please submit tables as editable text and not as images. Tables can be placed either next to the relevant text in the article, or on separate page(s) at the end. Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text and place any table notes below the table body. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in them do not duplicate results described elsewhere in the article. Please avoid using vertical rules and shading in table cells.

References

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference links

Increased discoverability of research and high quality peer review are ensured by online links to the sources cited. In order to allow us to create links to abstracting and indexing services, such as Scopus, CrossRef and PubMed, please ensure that data provided in the references are correct. Please note that incorrect surnames, journal/book titles, publication year and pagination may prevent link creation. When copying references, please be careful as they may already contain errors. Use of the DOI is highly encouraged.

A DOI is guaranteed never to change, so you can use it as a permanent link to any electronic article. An example of a citation using DOI for an article not yet in an issue is: VanDecar J.C., Russo R.M., James D.E., Ambeh W.B., Franke M. (2003). Aseismic continuation of the Lesser Antilles slab beneath northeastern Venezuela. *Journal of Geophysical Research*, <https://doi.org/10.1029/2001JB000884>. Please note the format of such citations should be in the same style as all other references in the paper.

Web references

As a minimum, the full URL should be given and the date when the reference was last accessed. Any further information, if known (DOI, author names, dates, reference to a source publication, etc.), should also be given. Web references can be listed separately (e.g., after the reference list) under a different heading if desired, or can be included in the reference list.

Data references

This journal encourages you to cite underlying or relevant datasets in your manuscript by citing them in your text and including a data reference in your Reference List. Data references should include the following elements: author name(s), dataset title, data repository, version (where available), year, and global persistent identifier. Add [dataset] immediately before the reference so we can properly identify it as a data reference. The [dataset] identifier will not appear in your published article.

References in a special issue

Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software

Most Elsevier journals have their reference template available in many of the most popular reference management software products. These include all products that support Citation Style Language styles, such as Mendeley and Zotero, as well as EndNote. Using the word processor plug-ins from these products, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article, after which citations and bibliographies will be automatically formatted in the journal's style. If no template is yet available for this journal, please follow the format of the sample references and citations as shown in this Guide. If you use reference management software, please ensure that you remove all field codes before submitting the electronic manuscript. More information on how to remove field codes.

Users of Mendeley Desktop can easily install the reference style for this journal by clicking the following link:

<http://open.mendeley.com/use-citation-style/biological-conservation> When preparing your manuscript, you will then be able to select this style using the Mendeley plugins for Microsoft Word or LibreOffice.

Reference formatting

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/ book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the article number or pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct. If you do wish to format the references yourself they should be arranged according to the following examples:

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
 2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
 3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication.
- Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references can be listed either first alphabetically, then chronologically, or vice versa.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999)... Or, as demonstrated (Jones, 1999; Allan, 2000)... Kramer et al. (2010) have recently shown ...'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.Sc.2010.00372>.

Reference to a journal publication with an article number:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2018. The art of writing a scientific article. *Heliyon.* 19, e00205. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00205>.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Reference to a website:

Cancer Research UK, 1975. Cancer statistics reports for the UK.

<http://www.cancerresearchuk.org/aboutcancer/statistics/cancerstatsreport/> (accessed 13 March 2003).

Reference to a dataset:

[dataset] Oguro, M., Imahiro, S., Saito, S., Nakashizuka, T., 2015. Mortality data for Japanese oak wilt disease and surrounding forest compositions. Mendeley Data, v1.

<https://doi.org/10.17632/xwj98nb39r.1>.

Video

Elsevier accepts video material and animation sequences to support and enhance your scientific research. Authors who have video or animation files that they wish to submit with their article are strongly encouraged to include links to these within the body of the article. This can be done in the same way as a figure or table by referring to the video or animation content and noting in the body text where it should be placed. All submitted files should be properly labeled so that they directly relate to the video file's content. In order to ensure that your video or animation material is directly usable, please provide the file in one of our recommended file formats with a preferred maximum size of 150 MB per file, 1 GB in total. Video and animation files supplied will be published online in the electronic version of your article in Elsevier Web products, including ScienceDirect. Please supply 'stills' with your files: you can choose any frame from the video or animation or make a separate image. These will be used instead of standard icons and will personalize the link to your video data. For more detailed instructions please visit our video instruction pages. Note: since video and animation cannot be embedded in the print version of the journal, please provide text for both the electronic and the print version for the portions of the article that refer to this content.

AudioSlides

The journal encourages authors to create an AudioSlides presentation with their published article. AudioSlides are brief, webinar-style presentations that are shown next to the online article on ScienceDirect. This gives authors the opportunity to summarize their research in their own words and to help readers understand what the paper is about. More information and examples are available. Authors of this journal will automatically receive an invitation e-mail to create an AudioSlides presentation after acceptance of their paper.

Data visualization

Include interactive data visualizations in your publication and let your readers interact and engage more closely with your research. Follow the instructions here to find out about available data visualization options and how to include them with your article.

Supplementary material

Supplementary material such as applications, images and sound clips, can be published with your article to enhance it. Submitted supplementary items are published exactly as they are received (Excel or PowerPoint files will appear as such online). Please submit your material together with the article and supply a concise, descriptive caption for each supplementary file. If you wish to make changes to supplementary material during any stage of the process, please make sure to provide an updated file. Do not annotate any corrections on a previous

version. Please switch off the 'Track Changes' option in Microsoft Office files as these will appear in the published version.

The supplementary material should be cited as an online Appendix to the paper, usually in the Methods. If it contains several tables, images and/or figures, these should be cited as Table A1, Figure A1 and so on.

Authors are strongly encouraged to make the data supporting their paper available to readers through an open-access data repository and/or as an Appendix to the paper. For more details on journal data policy see the paragraphs on *Data Depositing and Linking to and depositing data at PANGAEA*.

Data Depositing

Ideally, data should be freely available online through a specialist data centre that provides a permanent archive (repository) for the dataset, and may integrate the data with other datasets using international standards. Examples include PANGAEA, and GBIF and its major contributors such as OBIS and VertNet. Some Ocean Data Centres may also provide this service. Where such a data centre does not exist, we ask that the data be made freely available online from a permanent archive (repository). Where possible, it should follow international data standards. This may be an institutional repository for its staff. The data should be accompanied by sufficient information (metadata) for the reader to understand its composition and origins, and determine if it is fit for their purpose. In particular, the data should allow the results of the publication to be reproduced. Data being downloadable from departmental or personal websites is not regarded as permanently archived.

Research data

This journal encourages and enables you to share data that supports your research publication where appropriate, and enables you to interlink the data with your published articles. Research data refers to the results of observations or experimentation that validate research findings. To facilitate reproducibility and data reuse, this journal also encourages you to share your software, code, models, algorithms, protocols, methods and other useful materials related to the project.

Below are a number of ways in which you can associate data with your article or make a statement about the availability of your data when submitting your manuscript. If you are sharing data in one of these ways, you are encouraged to cite the data in your manuscript and reference list. Please refer to the "References" section for more information about data citation. For more information on depositing, sharing and using research data and other relevant research materials, visit the research data page.

Data linking

If you have made your research data available in a data repository, you can link your article directly to the dataset. Elsevier collaborates with a number of repositories to link articles on ScienceDirect with relevant repositories, giving readers access to underlying data that gives them a better understanding of the research described.

There are different ways to link your datasets to your article. When available, you can directly link your dataset to your article by providing the relevant information in the submission system. For more information, visit the database linking page.

For supported data repositories a repository banner will automatically appear next to your published article on ScienceDirect.

In addition, you can link to relevant data or entities through identifiers within the text of your manuscript, using the following format: Database: xxxx (e.g., TAIR: AT1G01020; CCDC: 734053; PDB: 1XFN).

Mendeley Data

This journal supports Mendeley Data, enabling you to deposit any research data (including raw and processed data, video, code, software, algorithms, protocols, and methods) associated with your manuscript in a free-to-use, open access repository. During the submission process, after uploading your manuscript, you will have the opportunity to upload your relevant datasets directly to *Mendeley Data*. The datasets will be listed and directly accessible to readers next to your published article online.

For more information, visit the Mendeley Data for journals page.

Data in Brief

You have the option of converting any or all parts of your supplementary or additional raw data into one or multiple data articles, a new kind of article that houses and describes your data. Data articles ensure that your data is actively reviewed, curated, formatted, indexed, given a DOI and publicly available to all upon publication. You are encouraged to submit your article for *Data in Brief* as an additional item directly alongside the revised version of your manuscript. If your research article is accepted, your data article will automatically be transferred over to *Data in Brief* where it will be editorially reviewed and published in the open access data journal, *Data in Brief*. Please note an open access fee of 500 USD is payable for publication in *Data in Brief*. Full details can be found on the Data in Brief website. Please use this template to write your Data in Brief.

MethodsX

You have the option of converting relevant protocols and methods into one or multiple MethodsX articles, a new kind of article that describes the details of customized research methods. Many researchers spend a significant amount of time on developing methods to fit their specific needs or setting, but often without getting credit for this part of their work. MethodsX, an open access journal, now publishes this information in order to make it searchable, peer reviewed, citable and reproducible. Authors are encouraged to submit their MethodsX article as an additional item directly alongside the revised version of their manuscript. If your research article is accepted, your methods article will automatically be transferred over to MethodsX where it will be editorially reviewed. Please note an open access fee is payable for publication in MethodsX. Full details can be found on the MethodsX website. Please use this template to prepare your MethodsX article.

Data statement

To foster transparency, we encourage you to state the availability of your data in your submission. This may be a requirement of your funding body or institution. If your data is unavailable to access or unsuitable to post, you will have the opportunity to indicate why during the submission process, for example by stating that the research data is confidential. The statement will appear with your published article on ScienceDirect. For more information, visit the Data Statement page.