

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM
ÁREAS EM REGENERAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA

LUANA BURG MAYER

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ

FEVEREIRO DE 2019

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM
ÁREAS EM REGENERAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA

LUANA BURG MAYER

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Leandro Rabello Monteiro

Campos dos Goytacazes – RJ

Fevereiro de 2019

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS EM
REGENERAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA

LUANA BURG MAYER

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada dia 27 de fevereiro de 2019
Comissão examinadora:

Dr. Carlos Ramon Ruiz Miranda (UENF)

Dra. Malinda Henry (NUPEM/UFRJ)

Dra. Ana Carolina Srbek de Araujo (UVV)

Dr. Leandro Rabello Monteiro (UENF)
Orientador

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço a meu marido Gabriel, por todo companheirismo, dedicação e amor. Sou grata por toda ajuda que você me deu na construção dessa dissertação e por todo apoio e incentivo de sempre. Sou grata pelos momentos de felicidade que passamos juntos e principalmente pelo nosso filho lindo, Miguel.

Agradeço à minha mãe Ines e meu irmão Gui, por todo suporte e carinho em todos esses anos. Minha mãe é meu exemplo de mulher e pessoa. Meu irmão é meu amigo e agora padrinho do meu filho. Amo vocês.

Sou muito grata também ao meu orientador Leandro Monteiro, por ter me recebido e apostado em mim quando eu cheguei em Campos. Por todo o aprendizado durante esses dois anos e pelo apoio durante essa fase louca que é a gravidez e puerpério durante uma pós-graduação. Obrigada, pela humanidade, pelo respeito e pela consideração com que sempre me tratou.

Agradeço aos meus colegas de laboratório, que se tornaram amigos nessa cidade tão longe de casa. Breno, Ricardo, Lucas, Nogueira e Sônia, obrigada por toda ajuda no campo, pelas discussões e pelos momentos de descontração.

Agradeço ao diretor da Reserva Biológica União, Whitson José da Costa Jr. e a equipe da Reserva pela autorização de trabalho e suporte proporcionado às pesquisas desenvolvidas no local. Às agências de fomento FAPERJ, CNPq pelo suporte financeiro e a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Ao Laboratório de Ciências Ambientais e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense pela oportunidade de desenvolver esta pesquisa.

Por fim, agradeço ao povo brasileiro, a oportunidade de estudar em uma universidade pública e de qualidade. Espero que essa pesquisa possa servir, nem que seja um pouco, ao nosso país.

Sumário

1. Introdução	1
2. Objetivo geral	5
2.1 <i>Objetivos específicos</i>	5
3. Material e métodos.....	6
3.1 <i>Área de estudo</i>	6
3.2 <i>Coleta de dados</i>	7
3.3 <i>Análise dos dados</i>	10
4. Resultados	13
5. Discussão.....	22
6. Conclusões.....	30
7. Referências Bibliográficas	32
9. Anexo 1	38

Índice de figuras

Figura 1: Mapa da Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, mostrando seus limites, tipo de vegetação, cobertura de solo e posição do grid de armadilhas fotográficas (círculos vermelhos) para as amostragens de 2013 a 2016 (mata secundária), e dos sites fixos (círculos azuis) para as amostragens de 2017 a 2018 (mata secundária e mata em regeneração). Modificado de ICMBIO (2008).7

Figura 2: Perfil de diversidade das comunidades de mamíferos nas áreas de mata secundária e em regeneração na Reserva Biológica União, RJ. Os componentes de diversidade estão plotados contra a ordem de diversidade q . Intervalos de confiança de 95% estão em cinza. Esquerdo superior: diversidade alfa média para as comunidades; Direito superior: diversidade alfa para cada comunidade (mata secundária: linha contínua; mata em regeneração: linha pontilhada); Esquerdo inferior: diversidade beta; Direita inferior: diversidade gama 19

Figura 3: Perfil de diversidade da comunidade de mamíferos das áreas de vegetação submontana e de baixada na Reserva Biológica União, RJ. Os componentes de diversidade estão plotados contra a ordem de diversidade q . Intervalos de confiança de 95% estão em cinza. Esquerdo superior: diversidade alfa média para as comunidades; Direito superior: diversidade alfa para cada comunidade (floresta de baixada: linha contínua; floresta submontana: linha pontilhada); Esquerdo inferior: diversidade beta; Direita inferior: diversidade gama20

Figura 4: Perfil de diversidade da comunidade de mamíferos durante as épocas seca e chuvosa, na Reserva Biológica União, RJ. Os componentes de diversidade estão plotados contra a ordem de diversidade q . Intervalos de confiança de 95% estão em cinza. Esquerdo superior: diversidade alfa média para as comunidades; Direito superior: diversidade alfa para cada comunidade (época seca: linha contínua; época chuvosa: linha pontilhada); Esquerdo inferior: diversidade beta; Direita inferior: diversidade gama.22

Índice de tabelas

Tabela 1: Nome da unidade amostral (site) na área em regeneração, com descrição de local, tipo de dossel, vegetação e topografia. Dados reunidos por meio de observações do local e baseados em ICMBIO (2007).	9
Tabela 2: Esforço amostral (câmeras-dia), riqueza, altitude, tipo de vegetação e estágio sucessional onde cada site está localizado.....	10
Tabela 3: Lista de espécies registradas nas armadilhas fotográficas, com número de registros totais e sucesso de captura para a mata secundária (2013-2018) e para regeneração (2017-2018). Guilda trófica de acordo com Graipel et al. (2017). Nível de ameaça de acordo com a Lista Vermelha da IUCN.....	16
Tabela 4: Sucesso de captura para tipos de vegetação e estações do ano, para mamíferos de médio e grande porte, na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro. Dados de 2013 a 2018	17

Resumo

A fragmentação de habitat é a principal responsável pela perda de biodiversidade na Mata Atlântica, e a matriz de habitats alterados que circunda os fragmentos florestais possui um papel-chave na persistência das populações de mamíferos no bioma. A habilidade de ocupar áreas degradadas é espécie-específica, e mamíferos que utilizam fragmentos florestais e áreas em regeneração possuem um papel fundamental na manutenção de serviços ecológicos através da matriz. Neste estudo, foram analisadas a diversidade e a ocupação de mamíferos de médio e grande porte nas áreas em regeneração e de mata secundária, em uma Unidade de Conservação na Mata Atlântica, a Reserva Biológica União - RJ, e testada a hipótese de que não há diferenças nesses parâmetros entre os estágios sucessionais, pois a regeneração das áreas degradadas na Reserva já é eficaz para permitir a presença dessas espécies. Para isso, foram instaladas armadilhas fotográficas em áreas de mata secundária (MS) e em regeneração (MR) na reserva, entre os anos de 2013-2016 (MS) e 2017-2018 (MS e MR). Os dados foram analisados por meio de sucesso de captura e perfis de diversidade, e foram feitas comparações entre MS e MR, entre tipos de vegetação (Floresta de Baixada e Floresta Submontana, definidas por classes altitudinais) e entre estações seca e chuvosa. Os perfis de diversidade beta demonstraram que há pouca diferença na composição das comunidades entre MS e MR, sugerindo que há uma única comunidade na Reserva. As curvas dos perfis de diversidade alfa não permitiram dizer sem ambiguidade qual comunidade é mais diversa. Não foram encontradas diferenças na diversidade de espécies entre as estações do ano. As áreas de Floresta Submontana apresentaram maior diversidade do que as áreas de Floresta de Baixada, porém o perfil de diversidade beta demonstra similaridade de composição de espécies, indicando que as diferenças observadas na diversidade são reflexos de padrões de movimentação diferenciados entre os tipos de vegetação. A partir da análise dos perfis de diversidade, pode-se concluir que as medidas de manejo implementadas na reserva já são eficientes para a regeneração das áreas degradadas, no que diz respeito à utilização dessas áreas por mamíferos de médio e grande porte. O presente estudo demonstra a importância da recuperação de áreas degradadas para a conservação da biodiversidade e aprofunda o entendimento dos fatores que influenciam a distribuição dos mamíferos de médio e grande porte, sendo uma ferramenta para auxiliar nas medidas de conservação dessas espécies, fornecendo informações científicas concretas para amparar ações de manejo na reserva.

Palavras-chave: Reserva Biológica União, Mammalia, restauração ambiental, perfis de diversidade, fragmentação de habitat, armadilhas fotográficas.

Abstract

Habitat fragmentation is the main driver of biodiversity loss in the Atlantic Forest, and the matrix of altered habitats that surrounds forest fragments has a key-role in mammal population persistence. The ability to occupy degraded areas is species-specific, and mammals that use the fragmented areas are important to maintain ecosystem services, such as seed dispersal, through the matrix. Here, we compared the diversity of medium to large-sized mammals in regeneration areas compared to native Atlantic Forest within União Biological Reserve – Rio de Janeiro, and tested the hypothesis that there are no differences between areas, due to the efficacy of the regeneration process. We installed camera traps in native forest areas (MS) and in areas in regeneration (MR) throughout the reserve, between the years of 2013-2016 (MS) and 2017-2018 (MS and MR). The data were analyzed using capture rates and diversity profiles, and we compared MS and MR areas, vegetation types (lowland and submontane forests, defined by altitudinal classes) and seasons (dry and wet). Beta diversity profiles indicated that differences in species composition between MS and MR areas are small, suggesting a single community in the Reserve. Because alpha diversity profiles intersect, it is not possible to determine diversity differences unambiguously. There were no differences in the diversity profiles between seasons. The submontane areas showed greater diversity than the lowland areas, but again the beta diversity profile indicated the existence of only one community in the reserve. Diversity differences are likely due to differences in species movement patterns between vegetation types. Our results indicate that the management of the reserve is proving efficient to regenerate the degraded areas, with regards to the use of these areas by mammals. This study demonstrate the importance of the restoration of degraded areas for preserving biodiversity and can help to further understand the factors that influence mammal species distribution and be a tool to aid conservation actions, supplying concrete scientific information to assist the management of the reserve.

Key words: União Biological Reserve, Mammalia, environmental restoration, diversity profiles, habitat fragmentation, camera traps.

1. Introdução

O desmatamento gera grandes impactos no ecossistema. Com a fragmentação das áreas de mata, há o aumento dos efeitos de borda (Laurance; Yensen, 1991; Fischer; Lindenmayer, 2007; Brudvig *et al.*, 2015), a formação de barreiras ao deslocamento de espécies animais nativas, o isolamento de fragmentos previamente contínuos (Fahrig, 2003) (Brudvig *et al.*, 2015) e, em longo prazo, a homogeneização biótica causada pelo isolamento e redução do tamanho das populações (Olden *et al.*, 2004; Lôbo *et al.*, 2011), diminuindo assim a variabilidade genética e a viabilidade dessas populações.

Áreas desmatadas sofrem com maior exposição a ventos, alta incidência luminosa e solo escarificado, causando mudanças no microclima local, semelhantes às condições que seguem um incêndio florestal (Forrester; Leopold; Hafner, 2005) potencialmente causando modificações nas comunidades de níveis tróficos mais baixos e diminuindo a disponibilidade de recursos para os níveis mais altos. O acesso de caçadores, bem como animais de pecuária, fica facilitado (Skole; Tucker, 1993) causando prejuízos a fauna local, tanto pela diminuição das populações, como pela competição interespecífica e possível transmissão de doenças. Essas áreas também podem estar associadas à presença de espécies exóticas e invasoras, animais e vegetais, pois criam um distúrbio em meio à mata nativa, possibilitando a colonização por tais espécies (ICMBIO, 2008; Gascon; Williamson; da Fonseca, 2000) Estes fatores, se não manejados, podem contribuir para a perda da biodiversidade local.

Essa matriz de habitats alterados que circunda os fragmentos florestais possui um papel-chave na persistência das populações de animais, pois atua como um

mosaico heterogêneo que dificulta a dispersão das espécies e, conseqüentemente, sua reprodução, de acordo com o nível de tolerância de cada espécie à matriz (Umetsu; Pardini, 2007). A probabilidade de uma espécie estar presente em áreas fragmentadas pode ser influenciada pela habilidade dessa atravessar ou forragear em áreas de matriz dependendo de características da espécie, como massa corpórea, hábito, mobilidade, dieta e tolerância aos fatores abióticos na matriz (de Castro; Fernandez, 2004). Os mamíferos que utilizam fragmentos florestais e áreas em regeneração possuem um papel fundamental na dispersão de sementes através da matriz, além de serem responsáveis pelo controle das populações animais, principalmente pequenos herbívoros (Sinclair; Mduma; Brashares, 2003; Galetti *et al.*, 2006; Schipper *et al.*, 2008; Ahumada *et al.*, 2011; Beck; Snodgrass; Thebpanya, 2013; Kuprewicz, 2013). Espécies que podem ser mais susceptíveis à fragmentação de habitat são geralmente de hábito exclusivamente arborícolas (como alguns marsupiais), de baixa mobilidade, dependentes da floresta tropical, ou com competidores diretos mais adaptados a habitats de vegetação gramínea e arbustiva (Goosem; Marsh, 1997).

As variações que ocorrem na estrutura da vegetação em áreas fragmentadas, causadas pelo desmatamento, podem ocasionar alterações na composição das comunidades de mamíferos (Gibson *et al.*, 2013). Em áreas fragmentadas, espécies de grande porte estão frequentemente ausentes dos fragmentos menores (Michalski; Peres, 2007), enquanto as espécies de menor porte são principalmente afetadas pela diminuição dos recursos alimentares disponíveis, como no caso de roedores e marsupiais que se alimentam de insetos que tem sua diversidade afetada pela

fragmentação do habitat (Santos-Filho *et al.*, 2012). Por outro lado, enquanto a substituição de floresta por vegetação arbustiva e gramíneas diminui a complexidade estrutural da área, o aumento na densidade da vegetação pioneira em áreas em regeneração pode prover abrigo e recursos para mamíferos de pequeno e médio porte (Umetsu; Pardini, 2007; Caryl; Quine; Park, 2012) e aumentar a riqueza de espécies de mamíferos, aves, anfíbios e répteis (Acevedo-Charry; Aide, 2019).

Umetsu; Pardini (2007), compararam a distribuição de mamíferos entre áreas de floresta nativa, áreas em estágios iniciais de regeneração e áreas antropizadas, com plantações de eucalipto e de agricultura, e encontraram grandes diferenças na composição da mastofauna entre elas, com apenas duas espécies de pequenos roedores presentes em todos os habitats. Os autores observaram também que espécies endêmicas tendem a utilizar as áreas de mata nativa, enquanto espécies invasoras ou de áreas abertas utilizavam as regiões antropizadas. Eles concluíram que as espécies generalistas são as mais favorecidas pelo desmatamento de matas nativas, e que as áreas em regeneração devem ser manejadas visando o aumento da conectividade das áreas de mata e, em consequência, das populações de mamíferos nativos.

A Mata Atlântica, situada na região Neotropical, contém uma das maiores diversidades de mamíferos do mundo, com 321 espécies (Patterson; Costa, 2012) É também um dos biomas brasileiros mais amplamente desmatados, principalmente devido à exploração de madeira e para liberação de áreas para agricultura e pecuária (Haddad *et al.*, 2015). Estima-se que, do total de área de vegetação original, 12 a 17%

dos remanescentes de Mata Atlântica estão em melhor estado de conservação e aproximadamente 70% desses remanescentes são menores do que 3 ha (SOS Mata Atlântica; INPE, 2019). Do total de remanescentes, Unidades de Conservação protegem somente 9% das áreas de mata (Ribeiro *et al.*, 2009), demonstrando sua situação conservacional crítica.

O estado do Rio de Janeiro possui aproximadamente 20% de remanescentes da área de Mata Atlântica original (SOS Mata Atlântica; INPE, 2019). Dentro do estado, a Reserva Biológica União (RBU) é composta por uma matriz de áreas de mata secundária (MS - vegetação resultante de processos naturais de sucessão, após corte da vegetação primária (CONAMA, 1994) em estágios avançados de sucessão (mais de 20 anos de regeneração), mata em regeneração inicial (MR) e áreas que ainda são desmatadas. As áreas de regeneração inicial são caracterizadas por antigos talhões de eucalipto, remanescentes da época em que a região era uma fazenda da Rede Ferroviária Federal, que passaram pelo processo de anelamento ou sofreram corte raso e foram removidos, áreas de borda de mata e próximas às linhas de transmissão de energia elétrica, dos corredores de gasoduto e oleoduto da Petrobrás (Figura 1) (ICMBIO, 2008). Os talhões encontram-se em diferentes estágios de regeneração (alguns desde 2003), devido principalmente ao ano de corte e ao tipo de manejo a que foram submetidos (ICMBIO, 2008). As áreas desmatadas em regeneração, junto a infraestrutura presente na reserva e a BR101, constituem uma barreira ampla que divide a RBU em duas partes.

Estudos ecológicos com mamíferos são essenciais para auxiliar no manejo e gerenciamento da Unidade de Conservação, pois mamíferos são indicadores da recuperação dos serviços ecossistêmicos, como dispersão de sementes, controle de herbívoros e ciclagem de nutrientes (Galetti *et al.*, 2006; Ahumada *et al.*, 2011; Kuprewicz, 2013). O monitoramento da diversidade local e da utilização das áreas pela fauna pode fornecer informações importantes para a melhoria das medidas de manejo, auxiliando na conservação da biodiversidade e na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Neste estudo, foi analisada a diversidade de mamíferos de médio e grande porte nas áreas em regeneração e de mata secundária, em uma Unidade de Conservação na Mata Atlântica, a Reserva Biológica União, Rio de Janeiro. A hipótese desse trabalho é que não há diferenças na diversidade das espécies nas áreas em regeneração inicial, em comparação com as áreas de mata secundária, pois o manejo implementado na RBU já é efetivo para a reconexão dos diferentes estágios sucessionais e utilização desses por mamíferos de médio e grande porte.

2. Objetivo geral

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar se há diferenças na composição da fauna de mamíferos de médio e grande porte entre os diferentes estágios sucessionais (mata secundária e regeneração inicial), na Reserva Biológica União, Norte do Estado do Rio de Janeiro, inferindo com isso a qualidade ambiental das áreas estudadas e a efetividade das medidas de manejo.

2.1 Objetivos específicos

1. Comparar a diversidade e o sucesso de captura entre as áreas em regeneração inicial e as áreas de mata secundária. Segundo a hipótese de que, assumindo-se que a regeneração da mata seja efetiva para o restabelecimento das conexões entre fragmentos, pode-se prever que não devem ser observadas diferenças na composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte entre essas áreas;

2. Comparar a riqueza e a diversidade das espécies entre as diferentes estações do ano, para avaliar possíveis flutuações sazonais na composição da comunidade de mamíferos da reserva. A hipótese é de que haja uma maior diversidade durante a época seca, pois, devido a menor quantidade de recursos alimentares disponíveis, haveria um aumento na movimentação das espécies, aumentando com isso sua detecção.

3. Comparar a riqueza e a diversidade das espécies entre a vegetação de Floresta de Baixada e de Floresta Submontana. A hipótese é de que haja uma maior diversidade nas áreas de Floresta Submontana, devido à movimentação diferenciada das espécies entre os tipos de vegetação, já que as áreas de baixada na reserva sofrem impactos antrópicos, pois estão mais próximas das áreas em regeneração e com infraestrutura da sede da reserva.

3. Material e métodos

3.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi realizada na Reserva Biológica União (RBU, 22°27'30"S e 42°02'15"W), que possui uma área total de 7.756 ha e está localizada nos municípios

de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, e Macaé, Norte do Rio de Janeiro (Figura 1). O clima é caracterizado como Aw – com inverno seco (Alvares *et al.*, 2013), com temperatura anual média de 22°C (ICMBIO, 2008). A precipitação média anual é de 1690 mm, com a estação chuvosa entre Outubro e Abril e a estação seca entre Maio e Setembro (ICMBIO, 2008). A reserva abriga 14 espécies que estão nas listas de espécies ameaçadas (estadual e nacional), 9 das quais são mamíferos (Bergallo *et al.*, 2000). A RBU é coberta por Floresta Ombrófila Densa com áreas de Floresta Submontana e Floresta de Baixada, e parte desta vegetação ainda está em estágios iniciais de regeneração (caracterizado como “Eucalyptus” e “Capoeira” na Figura 1). As áreas em regeneração da reserva são compostas por 55 antigos talhões de plantação de eucalipto (*Corymbia citriodora*) que, desde 2007, estão sendo manejados por corte raso ou anelamento, com determinadas áreas sendo submetidas ao plantio de mudas nativas (ICMBIO, 2008). Além disso, a RBU é cortada por linhas de gasodutos e oleodutos, que ainda são manejados regularmente para evitar o crescimento de árvores e arbustos, e linhas de transmissão de energia elétrica. Deste total, 48,6 ha ainda são desmatados para a manutenção das linhas de energia e as demais áreas não sofrem corte raso desde 2003, encontrando-se em diferentes estágios de regeneração (ICMBIO, 2008).

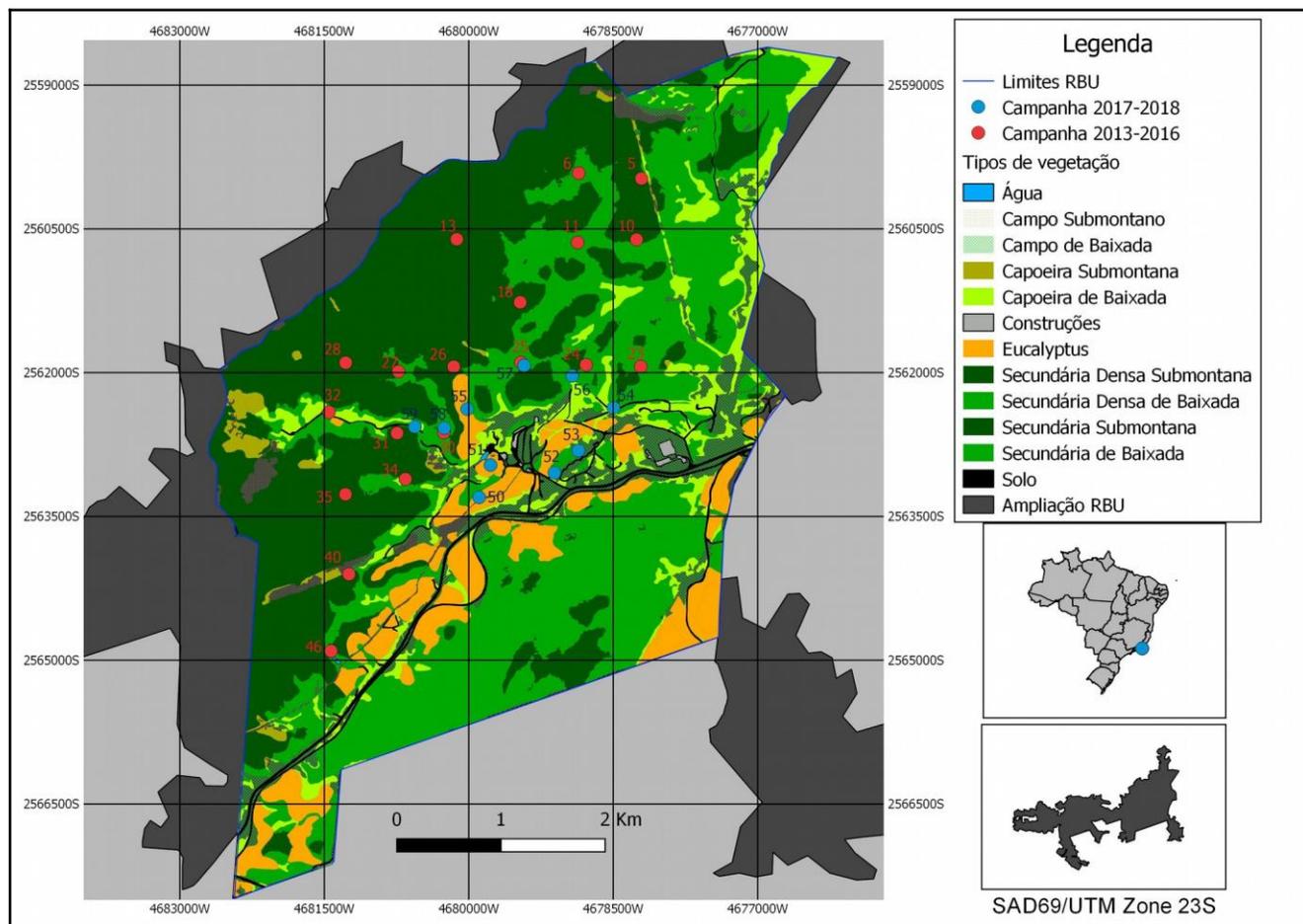


Figura 1: Mapa da Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, mostrando seus limites, tipo de vegetação, cobertura de solo e posição do grid de armadilhas fotográficas (círculos vermelhos) para as amostragens de 2013 a 2016 (mata secundária), e dos sites fixos (círculos azuis) para as amostragens de 2017 a 2018 (mata secundária e mata em regeneração). Modificado de ICMBIO (2008).

3.2 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada nas áreas de mata secundária em estágios avançados de regeneração (CONAMA, 1994) (>20 anos; a partir daqui referidas como mata secundária - MS) e nas áreas de mata em regeneração inicial, como os antigos talhões de eucalipto, linhas de transmissão de energia elétrica e na borda da linha de

gasoduto (a partir daqui referidas como mata em regeneração – MR), caracterizadas por áreas abertas, com grande quantidade de vegetação arbustiva, plantas pioneiras e baixa cobertura de dossel.

Os dados das áreas de mata secundária foram coletados entre Julho de 2013 e Julho de 2018. Entre Julho de 2013 e Março de 2016 (Tabela 2), foram alocadas 10 armadilhas fotográficas (Bushnell HD Trophycam), rotacionadas trimestralmente entre 19 pontos amostrais em um grid de pontos regulares (Figura 1), para maximizar os registros (Si; Kays; Ding, 2014). As armadilhas foram espaçadas aproximadamente 600 m entre si, cobrindo uma área de aproximadamente 900 ha (o polígono convexo do grid) e foram instaladas em áreas de trilhas de animais, o mais próximo possível do ponto planejado no grid, em altitudes que variam entre 31 m e 132 m, com uma média de 60.5 m. Entre Julho de 2017 e Junho de 2018, foram alocadas 4 armadilhas fotográficas em pontos fixos, espaçadas aproximadamente 500 m entre si, cobrindo uma área de 34 ha. As altitudes variaram de 26 m a 41 m, com média de 35 m. Essas armadilhas foram instaladas com a finalidade de servir como controle para as análises das áreas em regeneração.

A coleta dos dados nas áreas em regeneração aconteceu entre Julho de 2017 e Junho de 2018. Foram alocadas 6 câmeras em locais fixos, espaçados aproximadamente 500 m entre si, cobrindo uma área total de 92 ha. As altitudes variaram de 25.5 a 65 m, com uma média de 43 m.

Ambas as áreas de mata secundária e em regeneração foram monitoradas durante as épocas seca e chuvosa e abrangeram áreas de baixada e de submontana. As

armadilhas fotográficas (Bushnell HD) foram instaladas em árvores com circunferência mínima de 70 cm, de 30 a 40 cm acima do chão e ficaram ativas por 24 h por dia. Elas registraram vídeos de 10 s, com intervalos de 10 s entre si. Manutenções mensais foram realizadas para manter as áreas em frente às armadilhas limpas, contudo, exceto isso, as áreas não foram perturbadas. Não foram utilizadas iscas para a atração de animais.

Caracterização qualitativa e quantitativa dos pontos amostrais. - Os sites dentro das áreas de mata secundária se diferenciam principalmente pelo tipo de vegetação (submontana ou baixada), e variáveis como distância de corpos d'água, altitude, e distância da borda da mata (Tabela 2). Os sites dentro das áreas em regeneração podem ser caracterizados como na Tabela 1 (qualitativos) e Tabela 2 (quantitativos).

Tabela 1: Nome da unidade amostral (site) na área em regeneração, com descrição de local, tipo de dossel, vegetação e topografia. Dados reunidos por meio de observações do local e baseados em ICMBIO (2007).

ID Site	Tipo	Dossel	Vegetação	Topografia
RBU50	Talhão com eucaliptos anelados vivos, entre a linha de gasoduto e estrada.	Aberto, composto por eucaliptos; alta incidência de luz solar.	Palmeiras e epífitas frequentes; sub-bosque ralo.	Área de encosta, topografia inclinada.
RBU51	Talhão com eucaliptos anelados vivos, próximo à sede da reserva. Aberto, composto por eucaliptos; alta incidência de luz solar.	Aberto, composto por eucaliptos; alta incidência de luz solar.	Sub-bosque frequente, com baixa riqueza de espécies.	Topografia inclinada.
RBU52	Talhão com eucaliptos anelados mortos, próximo à linha de transmissão de energia elétrica.	Aberto, composto por eucaliptos; alta incidência de luz solar.	Sub-bosque ralo, gramíneas raras	Topografia inclinada.
RBU53	Talhão com eucaliptos anelados vivos, próximo à	Aberto, composto por eucaliptos; alta	Dominância de palmeiras e epífitas.	Topografia inclinada.

	linha de transmissão de energia elétrica.	incidência de luz solar.		
RBU54	Borda da linha de gasoduto.	Fechado, composto por árvores nativas; área em sucessão secundária.	Sub-bosque frequente, composto por arbustos e arvoretas.	Topografia plana.
RBU55	Talhão de eucaliptos anelados vivos.	Aberto, composto por eucaliptos.	Sub-bosque frequente, gramíneas e palmeiras raras.	Topografia fortemente inclinada.

Tabela 2: Esforço amostral (câmeras-dia), riqueza, altitude, tipo de vegetação e estágio sucessional onde cada site está localizado.

Site	Esforço	Riqueza	Altitude (m)	Vegetação	Distância de corpos d'água (m)	Distância da borda (m)	Estágio sucessional	Anos amostrados
RBU05	210	8	69	SB	686	743	Secundária	2013 a 2016
RBU06	81	5	50	BX	99	962	Secundária	2013 a 2016
RBU10	81	8	70	SB	130	1000	Secundária	2013 a 2016
RBU11	546	9	31,6	BX	64	1800	Secundária	2013 a 2016
RBU13	81	6	132	SB	420	800	Secundária	2013 a 2016
RBU18	365	11	108,5	SB	181	1800	Secundária	2013 a 2016
RBU23	417	12	39	BX	550	600	Secundária	2013 a 2016
RBU24	429	17	43,4	BX	350	464	Secundária	2013 a 2016
RBU25	639	14	41,6	BX	320	480	Secundária	2013 a 2016
RBU26	667	9	50,6	SB	50	665	Secundária	2013 a 2016
RBU27	550	13	53	SB	44	1000	Secundária	2013 a 2016
RBU28	81	5	105	SB	40	750	Secundária	2013 a 2016
RBU30	196	8	40	BX	30	345	Secundária	2013 a 2016
RBU31	550	14	80	SB	150	745	Secundária	2013 a 2016
RBU32	81	8	40	BX	50	1000	Secundária	2013 a 2016
RBU34	106	4	61	SB	75	430	Secundária	2013 a 2016
RBU35	81	9	96	SB	107	730	Secundária	2013 a 2016
RBU41	81	10	52	SB	10	100	Secundária	2013 a 2016
RBU46	81	4	44	BX	10	180	Secundária	2013 a 2016
RBU50	122	4	64,8	SB	177	20	Regeneração	2017 a 2018
RBU51	299	7	52,8	SB	78	45	Regeneração	2017 a 2018
RBU52	300	15	54,5	SB	140	21	Regeneração	2017 a 2018
RBU53	178	5	42	BX	138	36	Regeneração	2017 a 2018

RBU54	140	10	25,6	BX	47	25	Regeneraçã o	2017 a 2018
RBU55	232	7	46,9	BX	55	207	Regeneraçã o	2017 a 2018
RBU56	203	11	25,9	BX	42	186	Secundária	2017 a 2018
RBU57	300	10	41,6	BX	320	480	Secundária	2017 a 2018
RBU58	124	6	31,8	BX	70	387	Secundária	2017 a 2018
RBU59	176	7	41,3	BX	33	560	Secundária	2017 a 2018
TOTAL	7097							

Legenda: SB = floresta submontana; BX = floresta de baixada.

3.3 Análise dos dados

Para a análise dos dados, cada vídeo foi considerado um registro e, para a mesma espécie, vídeos com ao menos 1 hora de intervalo (Blake *et al.*, 2015; Kolowski; Forrester, 2017; Arévalo-Sandi *et al.*, 2018) entre si foram considerados como registros independentes.

Sucesso de captura. - Devido aos esforços amostrais diferentes entre os estágios sucessionais, estações do ano, tipos de vegetação e sites da reserva, foi utilizado o sucesso de captura. O sucesso de captura para cada espécie foi calculado através da fórmula: $SC = (N/E) \times 100$, onde N é o número de registros independentes das espécies e E é o esforço amostral em câmeras-dia do site. O sucesso de captura é proporcional à abundância das espécies, mas a comparação entre espécies diferentes assume que a detectabilidade (probabilidade de uma espécie ser detectada, estando presente no local) seja homogênea. A detectabilidade é relacionada à abundância, mas pode também refletir a movimentação dos indivíduos em uma determinada área, aumentando a chance de registro (Sollmann *et al.*, 2013; Srbek-Araujo; Chiarello, 2013) Apesar

disso, este índice é amplamente utilizado, e alguns estudos demonstraram que ele pode mostrar mudanças na abundância das espécies (Carbone *et al.*, 2002; Rovero; Marshall, 2009; Kuprewicz, 2013). O esforço amostral foi calculado a partir do tempo em que a armadilha fotográfica foi colocada em operação até o dia em que foi removida, ou, no caso de mau funcionamento, até o dia em que o último filme foi registrado (baseado na data marcada no filme) (Si; Kays; Ding, 2014; Blake *et al.*, 2017). Para o cálculo do sucesso de captura, foram utilizados os dados conjuntos das áreas de mata secundária (2013 a 2018), para comparação com os dados da mata em regeneração.

Perfis de diversidade. - A comunidade de mamíferos foi comparada entre as áreas de mata secundária e em regeneração inicial, entre as estações seca e chuvosa e entre tipos de vegetação (Floresta de Baixada e Floresta Submontana). Para isso foram utilizados perfis de diversidade decompostos em componentes α , β e γ (Marcon *et al.*, 2014). Os valores para o componente α são determinados pelo “número efetivo de espécies” qD (Jost, 2006; Jost, 2007) através da função geral:

$${}^qD = \left(\sum p_s^q \right)^{\frac{1}{1-q}},$$

onde p_s é a probabilidade em uma dada comunidade de que um indivíduo amostrado pertença à espécie s , somada pelo conjunto de espécies, e o expoente q é a ordem do índice de diversidade. Os valores da ordem de diversidade são relacionados a índices conhecidos, como riqueza de espécies ($q = 0$), entropia de Shannon ($q = 1$) e diversidade de Simpson ($q = 2$). A ordem q determina a sensibilidade da medida de diversidade às espécies raras ou comuns, isto é, ordens maiores do que 1 são

desproporcionalmente sensíveis às espécies mais comuns, enquanto ordens menores do que 1 são desproporcionalmente sensíveis às espécies raras (Jost, 2007). Com isso, se há poucas espécies comuns e muitas espécies raras, o número efetivo de espécies será menor do que a riqueza de espécies da comunidade. Quando $q = 1$, a função acima é indefinida, mas seu limite existe e é igual ao exponencial do índice de entropia Shannon-Wiener (Jost, 2007). Assim, o número efetivo de espécies corresponde a uma comunidade hipotética com a mesma diversidade como a observada, se todas as espécies fossem igualmente comuns.

Como os perfis de diversidade são traçados com variações no q , dando pesos diferentes à abundância das espécies, eles nos permitem inferir o quanto os resultados são influenciados pelas estimativas de abundância relativa. Como as estimativas de abundância baseadas nos números de registros são falhas, devido às diferentes detectabilidades das espécies, perfis que mostrem maior diversidade para qualquer valor de q , apontam uma comunidade mais diversa, independente dos valores de abundância estimados para as espécies.

Para a diversidade β , o número efetivo de elementos varia de 1, quando o conjunto de dados se comporta como uma única comunidade sem diferenças na composição, ao número máximo de comunidades sendo comparadas, caso cada comunidade tenha uma composição de espécies diferente da outra (Jost, 2006).

A diversidade α qD_a é um componente dentro do site e a diversidade β qD_b é um componente entre sites; ambos são uma decomposição da diversidade γ qD_g , que é diversidade da comunidade inteira em um nível espacial maior, no presente estudo

correspondente ao nosso universo amostral: a Reserva Biológica União (Marcon *et al.*, 2014). Intervalos de confiança para os perfis de diversidade foram estimados com 100 reamostragens *bootstrap* (Marcon; Hérault, 2015).

Perfis de diversidade elucidam a influência das espécies raras e dominantes plotando a diversidade estimada contra a ordem q desta estimativa, e podem comparar comunidades com uma avaliação mais clara da distribuição das espécies (Marcon *et al.*, 2014). Para o cálculo da diversidade α combinada (total), foram utilizados os esforços amostrais (em câmeras-dia) como peso, para os diferentes estágios sucessionais, vegetações e estações. Todas as estimativas de diversidade foram corrigidas para qualquer possível viés devido à baixa amostragem (Marcon; Hérault, 2015), utilizando uma estimativa de cobertura de amostra, com a correção proposta por Marcon *et al.* (2014). Para o delineamento dos perfis de diversidades, foram utilizados os dados conjuntos das áreas de mata secundária (2013 a 2018), para comparação com os dados da mata em regeneração.

Software. - Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando a plataforma R (R Core Team, 2018). Perfis de diversidade foram calculados através do pacote *entropart* (Marcon; Hérault, 2015). Os mapas foram realizados no QGIS (QGIS Development Team, 2018)

4. Resultados

Foram obtidos 372 registros independentes com um esforço amostral de 1.271 câmeras-dia nas áreas de mata em regeneração (MR) e 2.171 registros em 5.826

câmeras-dia nas áreas de mata secundária (MS) (Tabelas 2 e 3). No total, foram registradas 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte (acima de 1 kg de massa corpórea), 16 na MR e 18 na MS. Quatro espécies de mamíferos de pequeno porte foram registradas durante o período de amostragem, porém não entraram na análise dos dados: *Gracilinanus microtarsus* (guaiquica), *Philander frenatus* (cuíca-de-quatro-olhos), *Leontopithecus rosalia* (mico-leão-dourado) e *Guerlinguetus ingrami* (esquilo). As ordens mais representativas quanto ao número de registros foram Rodentia (43%), Cingulata (29,3%) e Didelphimorphia (18,7%).

Quanto a riqueza de espécies, as ordens com mais espécies registradas foram Carnivora (42,8%) com nove espécies e Cingulata com quatro espécies (19%). As espécies com maior número de registros obtidos foram a cutia (*Dasyprocta leporina*) com 39,6% dos registros e o tatu-galinha (*Dasybus novemcinctus*) com 25,8%. As espécies com algum grau de ameaça, em nível nacional ou estadual (Tabela 3), foram responsáveis por 10% dos registros e são elas, em sua maioria, carnívoros. A guilda trófica (de acordo com a Tabela 3) dos onívoros foi a mais registrada (47,6%), seguidas por herbívoros (47,5%) e carnívoros (1,42%). Além disso, foram observados 4 registros de cachorros domésticos (*Canis lupus familiaris*), em 2017 e 2018, tanto em área de regeneração (Estação 52) quanto em área de mata secundária (Estações 56 e 57). Nenhum animal doméstico foi registrado nas campanhas de 2013-2016.

Sucesso de captura. - O sucesso de captura diferiu entre os estágios sucessionais para a maioria das espécies (Tabela 3), com maior sucesso de captura na MS. A espécie que obteve maior sucesso de captura na MS foi a cutia, seguida do tatu-

galinha; já na MR, o tatu-galinha foi a espécie com maior sucesso de captura, seguido do gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*).

As espécies apresentaram sucesso de captura semelhante ao longo do ano (Tabela 4), com algumas exceções: a onça-parda (*Puma concolor*) foi amostrada apenas na estação chuvosa, o gambá-de-orelha-preta e a cuíca-cauda-de-rato (*Metachirus nudicaudatus*) apresentaram um aumento no sucesso de captura durante a época seca, e o cateto (*Pecari tajacu*) teve um sucesso de captura dobrado durante a época chuvosa. A riqueza de espécies foi semelhante entre as estações (18 espécies na estação seca e 19 na chuvosa).

Quanto ao tipo de vegetação (Tabela 4), as áreas de baixada (BX) apresentaram sucesso de captura total maior do que as áreas de submontana (SB) (BX=44; SB=27,7), e riqueza semelhante (18 espécies para BX e 19 para SB). Com algumas exceções, como a cutia, a irara (*Eira barbara*) e da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) as espécies apresentaram sucesso de captura semelhante entre os tipos de vegetação, ou seja, espécies com baixo sucesso de captura em um, mantiveram o padrão no outro.

Tabela 3: Lista de espécies registradas nas armadilhas fotográficas, com número de registros totais e sucesso de captura para a mata secundária (2013-2018) e para regeneração (2017-2018). Guilda trófica de acordo com Graipel *et al.* (2017). Nível de ameaça de acordo com a Lista Vermelha da IUCN.

TÁXON Ordem/Família/Espécie	Nome comum	Registros		Sucesso de captura			Guilda trófica	Nível de ameaça
		MS	MR	MS	MR	Total		
Artiodactyla								
Tayassuidae								
<i>Pecari tajacu</i> (Linneaus, 1758)	cateto	101	2	1,733	0,157	1,451	Fr/Hb	LC(VU**)
Cingulata								
Dasypodidae								
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	tatu-de-rabo-mole	3	2	0,056	0,157	0,070	Myr	LC(PT**)

<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	tatu-galinha	495	163	8,496	12,824	9,272	In/On	LC
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	tatu-peludo	4	0	0,068	0,000	0,056	In/On	LC
Myrmecophagidae								
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	tamanduá-mirim	64	16	1,098	1,258	1,127	Myr	LC
Didelphimorphia								
Didelphidae								
<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826	gambá-de-orelha-preta	274	91	4,700	7,159	5,140	Fr/On	LC
<i>Gracilinanus microtarsus</i> ** (Wagner, 1842)	guaiquica							LC
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	cuíca-cauda-de-rato	104	9	1,785	0,708	1,592	In/On	LC
<i>Philander frenatus</i> ** (Olphers, 1818)	cuíca-de-quatro-olhos							LC
Carnivora								
Canidae								
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	cachorro-do-mato	0	2	0,000	0,157	0,028	In/On	LC
Felidae								
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	gato-do-mato-pequeno	2	0	0,034	0,000	0,028	Ca	LC(VU**)
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	jaguaritica	10	2	0,171	0,157	0,169	Ca	LC(VU**)
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	gato-maracajá	4	0	0,068	0,000	0,056	Ca	NT
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	onça-parda	7	3	0,120	0,236	0,141	Ca	LC(VU**)
<i>Puma yagouaroundi</i> (Geoffroy, 1803)	gato-mourisco	7	1	0,120	0,078	0,113	Ca	LC(VU**)
Mustelidae								
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	irara	15	4	0,257	0,314	0,268	Fr/On	LC(PT**)
Procyonidae								
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	quati	6	5	0,103	0,393	0,155	Fr/On	LC
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Curvier, 1798)	mão-pelada	37	0	0,635	0,000	0,521	Ca/On	LC
Lagomorpha								
Leporidae								
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	tapiti	0	11	0,000	0,865	0,155	Hb	LC
Primates								
Callitrichidae								
<i>Leontopithecus rosalia</i> ** (Linnaeus, 1766)	mico-leão-dourado							EN
Cebidae								
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	macaco-prego	3	1	0,051	0,078	0,056	Fr/On	NT
Rodentia								
Cuniculidae								
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	paca	57	30	0,978	2,360	1,226	Fr/Hb	LC(VU**)
Dasyproctidae								
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	cutia	978	30	16,787	2,360	14,203	Fr/Gr	LC
Sciuridae								
<i>Guerlinguetus ingrani</i> ** (Gmelin, 1788)	esquilo							LC
Onívoros		938	275	16,100	21,636			
Carnívoros		30	6	0,514	0,472			

Herbívoros	1136	73	19,498	5,743
Total	2171	372		
Esforço amostral	5826	1271		

*Nível de ameaça no estado do Rio de Janeiro. **Espécies registradas nas armadilhas fotográficas, mas não utilizadas nas análises. Esforço amostral em câmeras-dia. Guildas: espécies agrupadas de acordo com a “Guilda trófica” apresentada na tabela. Legenda = MS: áreas de mata secundária; MR: áreas em regeneração; Ca: carnívoro; Fr: frugívoro; Fo: folívoro; Gr: granívoro; Hb: herbívoro pastador; In: insetívoro; Myr: mirmeecófago; On: onívoro; Ps: piscívoro; LC: Pouco Preocupante; PT: Presumivelmente Ameaçada; VU: Vulnerável; NT: Quase Ameaçada; EN: Em Perigo.

Tabela 4: Sucesso de captura para tipos de vegetação e estações do ano, para mamíferos de médio e grande porte, na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro. Dados de 2013 a 2018.

Espécie	Vegetação		Estações	
	BX	SB	Seca	Chuvosa
<i>Cabassous tatouay</i>	0,057	0,084	0,148	0,023
<i>Cerdocyon thous</i>	0	0,056	0,037	0,023
<i>Cuniculus paca</i>	1,533	0,923	1,446	1,091
<i>Dasyprocta leporina</i>	22,623	5,932	13,645	14,568
<i>Dasybus novemcinctus</i>	8,828	9,709	9,789	8,955
<i>Didelphis aurita</i>	4,684	5,624	6,081	4,591
<i>Eira barbara</i>	0,426	0,112	0,260	0,273
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,057	0,056	0,074	0,045
<i>Leopardus guttulus</i>	0,057	0	0,037	0,023
<i>Leopardus pardalis</i>	0,255	0,084	0,260	0,114
<i>Leopardus wiedii</i>	0,028	0,084	0	0,091
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	2,044	1,147	2,707	0,909
<i>Nasua nasua</i>	0,199	0,112	0,222	0,114
<i>Pecari tajacu</i>	1,618	1,287	0,853	1,818
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,227	0,811	0,556	0,500
<i>Puma concolor</i>	0,142	0,140	0	0,227
<i>Puma yagouaroundi</i>	0,114	0,112	0,111	0,114
<i>Sapajus nigritus</i>	0,028	0,084	0,074	0,045
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0	0,308	0,408	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1,192	1,063	1,187	1,091

Legenda: BX = áreas de baixada; SB = áreas de submontana.

Perfis de diversidade. - As diferenças de diversidade α não podem ser inferidas de maneira inequívoca na comparação entre as áreas de MS e MR (Figura 2). Considerando $q = 0$, a riqueza de espécies observada foi maior na MS, mas a curva do seu perfil decai mais rapidamente que a curva da MR à medida que q aumenta, indicando que o grande número de registros das espécies mais comuns tende a diminuir a diversidade da MS quando estes recebem maior peso (Figura 2). Neste caso, a diversidade nos dois estágios sucessionais é equivalente a uma comunidade teórica com aproximadamente 5 espécies com abundâncias igualmente distribuídas (o número efetivo de espécies). A diversidade β apresentou um grande intervalo de confiança quando $q = 0$, demonstrando incerteza, porém, isso diminui quando mais peso é dado às espécies comuns. De qualquer maneira, o baixo valor da diversidade β no perfil (muito próximo de 1) aponta para a existência de apenas uma comunidade na reserva.

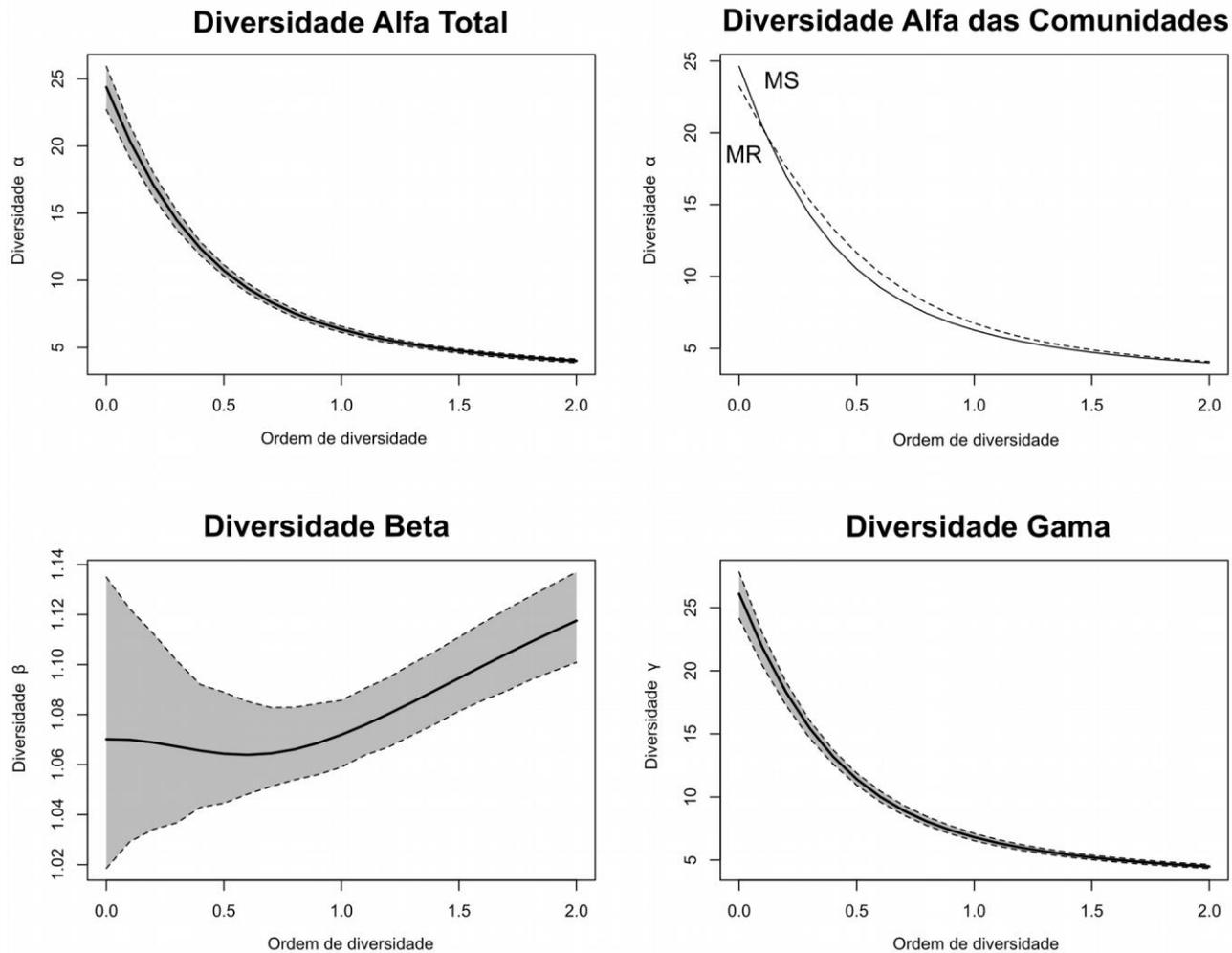


Figura 2: Perfil de diversidade das comunidades de mamíferos nas áreas de mata secundária e em regeneração na Reserva Biológica União, RJ. Os componentes de diversidade estão plotados contra a ordem de diversidade q . Intervalos de confiança de 95% estão em cinza. Esquerdo superior: diversidade alfa média para as comunidades; Direito superior: diversidade alfa para cada comunidade (mata secundária: linha contínua; mata em regeneração: linha pontilhada); Esquerdo inferior: diversidade beta; Direita inferior: diversidade gama.

O perfil de diversidade da reserva para tipos de vegetação mostra uma diversidade α consistentemente maior (as curvas não se cruzam) nas áreas de floresta submontana, independente do peso recebido por espécies de acordo com seu sucesso

de captura (Figura 3). O perfil de diversidade beta indica uma única comunidade entre tipos de vegetação, pois os valores calculados são próximos de 1.

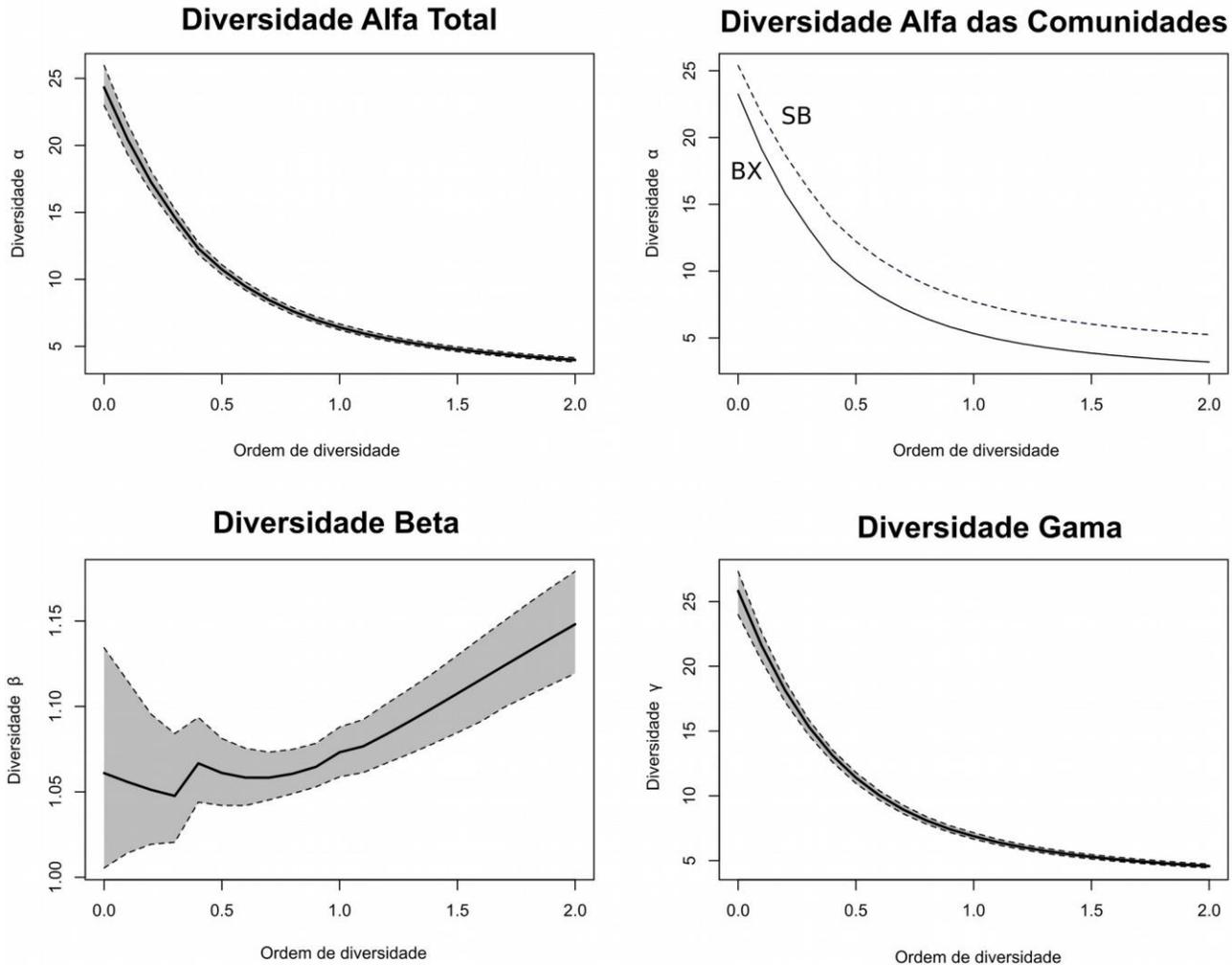


Figura 3: Perfil de diversidade da comunidade de mamíferos das áreas de vegetação submontana e de baixada na Reserva Biológica União, RJ. Os componentes de diversidade estão plotados contra a ordem de diversidade q . Intervalos de confiança de 95% estão em cinza. Esquerdo superior: diversidade alfa média para as comunidades; Direito superior: diversidade alfa para cada comunidade (floresta de baixada: linha contínua; floresta submontana: linha pontilhada); Esquerdo inferior: diversidade beta; Direita inferior: diversidade gama.

Os perfis de diversidade para as estações seca e chuvosa (Figura 4) não permitem uma interpretação inequívoca das diferenças de diversidade. A estação chuvosa apresentou maior riqueza ($q = 0$), mas quando maior peso é dado às espécies comuns, a diferença entre as curvas desaparece. O perfil de diversidade β sugere que a RBU possui uma única comunidade de mamíferos ao longo do ano.

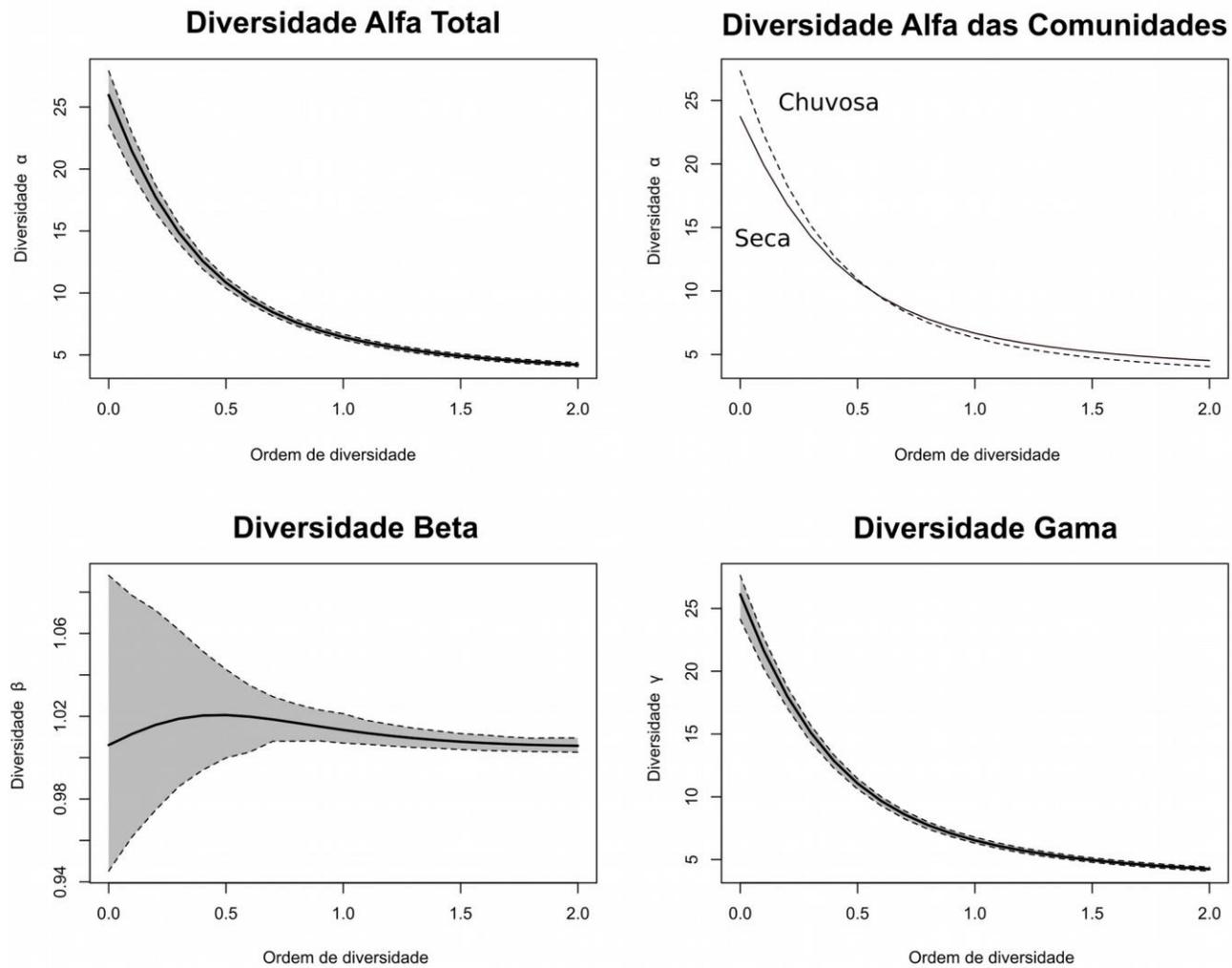


Figura 4: Perfil de diversidade da comunidade de mamíferos durante as épocas seca e chuvosa, na Reserva Biológica União, RJ. Os componentes de diversidade estão plotados contra a ordem de diversidade q . Intervalos de confiança de 95% estão em cinza. Esquerdo superior: diversidade alfa média para as comunidades; Direito superior: diversidade alfa para cada comunidade (época seca: linha contínua; época chuvosa: linha pontilhada); Esquerdo inferior: diversidade beta; Direita inferior: diversidade gama.

5. Discussão

A recuperação da diversidade de mamíferos em áreas de regeneração inicial e de florestas secundárias é gradativa e converge em direção a padrões de florestas primárias (Acevedo-Charry; Aide, 2019) e, por isso, pode ser considerada como um bom indicativo da efetividade da regeneração florestal. Plantações de eucaliptos, ativas e em regeneração, possuem um subconjunto da comunidade encontrada em áreas de mata secundária ou florestas primárias (Martin *et al.*, 2012), mesmo em casos onde a paisagem é dominada habitats mais preservados, com poucas manchas de silvicultura (Begotti *et al.*, 2018) A pouca diferença na diversidade de mamíferos entre os estágios sucessionais, encontrada no presente estudo, demonstra como as medidas de manejo adotadas na Reserva Biológica União são eficientes em possibilitar a presença de mamíferos de médio e grande porte nas áreas degradadas.

Considerando apenas mamíferos terrestres não-voadores, de médio e grande porte, a Reserva Biológica União abriga 61% (28 espécies) (Mayer *et al.*, em preparação) da fauna de mamíferos registrada para o estado do Rio de Janeiro (Rocha *et al.* 2004). Entre estudos publicados com comunidades de mamíferos de médio e grande porte, a RBU é a terceira reserva mais rica do estado, apesar de ser a menor em tamanho. A maior reserva em área, a Reserva Biológica do Tinguá (28.400 ha), tem 72% da fauna existente no estado (Travassos, 2013), o Parque Nacional de Itatiaia (28.156 ha) tem 63% (Aximoff; Cronemberger; Pereira, 2015), seguido pela RBU (com 61%), o Parque

Nacional da Serra dos Órgãos (20.024 ha) com 52% (Aximoff; Cronemberger; Pereira, 2015), o Parque Estadual do Desengano (22.400 ha) com 48% (Modesto *et al.*, 2008) e a Reserva Ecológica de Guapiaçu (7.300 ha) com 45% (de Carvalho; de Oliveira; dos Santos Pires, 2014). Contudo, deve-se levar em conta o maior esforço amostral na RBU, o que pode ser responsável pela diferença na riqueza entre as reservas (Magurran; McGill, 2011).

Estágios sucessionais: mata secundária e em regeneração. - O sucesso de captura e a riqueza semelhante entre os estágios sucessionais é parcialmente condizente com o observado por Arévalo-Sandi *et al.* (2018), que encontraram taxas de captura menores nas áreas em regeneração de uma área de baixada Amazônica porém, com riqueza semelhante às áreas de mata secundária. A diferença na riqueza encontrada nos estágios sucessionais (16 na MR e 18 na MS, de um total de 20 espécies) se deve à ausência de registro de espécies raras, de difícil detecção ou típicas de áreas de floresta, como o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus guttulus*), o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) e o tatu-peludo (*Euphractus sexcinctus*), e pode ser explicado pelos diferentes esforços amostrais (Magurran; McGill, 2011). Foram também observadas duas espécies na MR, não presentes na MS, ambas comuns de áreas abertas: o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*)

Juntos, a cutia, o tatu-galinha e o gambá-de-orelha-preta compreendem mais de 75% do total de registros. Essa superdominância de poucas espécies é típica de áreas degradadas ou em processo de regeneração (Magioli *et al.*, 2015), onde mamíferos maiores como a onça-pintada (*Panthera onca*), a anta (*Tapirus terrestris*) e o veado-

mateiro (*Mazama americana*) estão ausentes (Aximoff; Cronemberger; Pereira, 2015; Galetti; Bovendorp; Guevara, 2015). Os tatus-galinha são generalistas de habitat, encontrados em florestas, áreas abertas e áreas rurais e agrícolas (McBee; Baker, 1982; Loughry; McDonough; Abba, 2014), algo que se reflete no elevado sucesso de captura dessa espécie na MR; a terceira espécie mais registrada, o gambá-de-orelha-preta, é um onívoro comum de áreas fragmentadas (Vieira *et al.*, 2009), e também apresentou elevado sucesso de captura, em ambos os estágios sucessionais. A herbívora cutia é uma importante dispersora de sementes (Kenup *et al.*, 2017) e, em áreas fragmentadas, a abundância dessa espécie tende a ser maior do que em áreas que abrigam herbívoros de massa maior (Galetti; Bovendorp; Guevara, 2015).

Espécies comuns são importantes para o funcionamento dos ecossistemas, e a variação na abundância de algumas espécies comuns pode ter um efeito maior no ecossistema do que a variação na riqueza ou na composição das espécies da comunidade (Winfree *et al.*, 2015), já que as diferenças na riqueza, como observadas nesse estudo, são causadas principalmente por espécies raras. Além disso, a abundância e a riqueza de espécies generalistas tende a ser maior em áreas de regeneração inicial, e diminui com o tempo de sucessão ecológica, dando lugar a uma comunidade mais diversa, composta por principalmente por espécies especialistas de habitat (Pinotti; Pagotto; Pardini, 2015).

Espécies visadas por caçadores apresentaram elevado sucesso de captura tanto na MS quanto na MR. A cutia e o cateto se mostram presentes principalmente na MS, e a paca e o tatu-galinha, na MR. Segundo Ripple *et al.* (2016), a maioria das espécies que

vêm sofrendo extinções locais, mesmo em habitats adequados, são espécies visadas por caçadores. Além disso, predadores de topo como a onça-parda (que apresentou sucesso de captura similar entre os estágios sucessionais), espécies em níveis tróficos altos, e espécies de grande porte são os grupos funcionais que mais sofreram extinções locais e tiveram sua distribuição diminuída ao longo da Mata Atlântica (Bogoni *et al.*, 2018). Sendo assim, a presença na RBU de espécies visadas por caçadores (Meyer *et al.*, 2015) e com restrições de habitat como o cateto, a paca e o gato-maracajá, que ocorrem principalmente em áreas bem conservadas e protegidas (Goulart *et al.*, 2009; Galetti *et al.*, 2017), é um indicativo da efetividade das medidas de manejo tomadas na reserva, para a conservação dessas espécies.

Assim como observado por Ahumada *et al.* (2011), a maioria das espécies fotografadas foram herbívoros e onívoros (Tabela 3). Os carnívoros apresentaram sucesso de captura semelhante entre os estágios sucessionais, apesar da sua maior utilização de áreas mais preservadas (Regolin *et al.*, 2017), o que possivelmente reflete a grande área de vida dessas espécies. Os onívoros apresentaram elevado sucesso de captura na MR, concordando com Pinotti; Pagotto; Pardini (2015), que observaram uma maior diversidade de espécies generalistas em áreas de sucessão inicial. Já os herbívoros apresentaram maior sucesso de captura na MS, refletindo a maior disponibilidade de recursos alimentares primários nessas áreas, que suportam espécies com hábitos mais especialistas (Pinotti; Pagotto; Pardini, 2015).

Vale a pena salientar que o sucesso de captura pode ser afetado por fatores não relacionados à abundância das espécies, e pode, mais comumente, refletir variações

nos padrões de atividade e na distribuição espacial dos indivíduos, devendo ser levado em consideração na interpretação dos resultados (Blake *et al.*, 2017).

O perfil de diversidade β traçado para a MS e MR indica que há apenas uma comunidade de mamíferos presente na reserva e que as diferenças no sucesso de captura são explicadas pelos padrões de deslocamento e uso de habitat diferenciado das espécies. Além disso, o padrão geral de recuperação da diversidade de mamíferos durante a sucessão secundária mostra um aumento gradual na riqueza total de espécies e na riqueza de espécies especialistas (Acevedo-Charry; Aide, 2019). Durante estágios iniciais de regeneração, a riqueza de mamíferos insetívoros e de dispersores de sementes tende a ser menor do que de florestas mais antigas, como o observado aqui, porém, essa riqueza atinge um patamar semelhante em florestas secundárias (Chazdon *et al.*, 2009; Acevedo-Charry; Aide, 2019), o que causa diferenças na composição da comunidade ao longo do gradiente de regeneração. A diversidade funcional da comunidade, contudo, se mantém similar entre áreas de regeneração inicial e secundária, indicando que espécies diferentes podem preencher os nichos funcionais durante os diferentes estágios de regeneração (Sayer; Bullock; Martin, 2017; Acevedo-Charry; Aide, 2019). Há, também, uma recuperação mais rápida na similaridade de composição das espécies em áreas com mais fragmentos florestais, devido a maior disponibilidade de habitats, ou próximas de fragmentos maiores com florestas primárias (Fahrig, 2013; Melo *et al.*, 2017).

Apesar desse estudo não ter realizado amostragem em áreas não manejadas, ou seja, áreas de eucaliptal sem anelamento, diversos estudos apontam que a

comunidade de mamíferos presente em áreas de silvicultura são um subconjunto da comunidade presente em áreas de florestas preservadas, com menor diversidade e a com a presença de mais espécies generalistas (Barlow et al., 2007; Martin et al., 2012; Begotti *et al.*, 2018).

Estações do ano. - Catorze das 20 espécies registradas apresentaram um aumento no sucesso de captura durante a época seca. É provável que esses resultados estejam refletindo um aumento na movimentação dos animais durante essa época, demonstrando certa sazonalidade no padrão de atividade das espécies (Yasuda, 2004), devido à baixa disponibilidade de recursos alimentares, o que faria com que os indivíduos forrageassem mais longe e por mais tempo (Carmignotto et al., 2014).

A onça-parda foi apenas registrada durante os meses mais quentes e úmidos, o que coincide com a época de acasalamento da espécie e de maior disponibilidade de presas (Jansen; Jenks, 2012). O grande aumento do sucesso de captura do cateto, uma das presas da onça-parda, pode se dever a uma mudança no padrão de atividade dessa espécie durante a época seca, quando tende a evitar as horas de altas temperaturas (Bigler, 1974).

O decaimento das curvas dos perfis de diversidade, com o aumento da ordem dos índices (mais peso às espécies comuns), é um resultado matemático esperado (Leinster; Cobbold, 2012). A razão do decaimento da curva é que permite a interpretação da diversidade de uma comunidade, em termos da combinação entre riqueza e equitatividade das abundâncias. No caso do perfil das estações do ano, a diversidade β baixa, aliada à pouca diferença no sucesso de captura das espécies,

aponta para a presença de uma única comunidade ao longo do ano na reserva, atestando a capacidade da Reserva Biológica União de suportar uma rica comunidade de mamíferos o ano todo.

Tipos de vegetação. - De acordo com o IBGE (2012), a Floresta de Baixada tem variação altitudinal de 0 a 50 m e a Floresta Submontana varia de 50 m a 150 m. Os padrões da distribuição das espécies ao longo de um gradiente altitudinal são determinados por vários fatores ecológicos e físicos, que variam com altitude, clima, disponibilidade de recursos e estrutura de habitat, e variações nos fatores que determinam esse gradiente podem causar uma estratificação vertical, resultando em diversidades distintas (Lomolino, 2001; Körner, 2007; McCain; Grytnes, 2010; Sanders; Rahbek, 2012). Contudo, a pouca variação de altitude presente nos pontos amostrais (de 25 a 132 m) impede inferências sobre padrões altitudinais de diversidade.

O padrão encontrado nos perfis de diversidade, é de que as áreas de submontana (SB) possuem uma diversidade α consistentemente maior do que as áreas de baixada (BX). As áreas de BX apresentaram sucesso de captura 1,6 vezes maior do que as áreas de SB. Doze espécies tiveram sucesso de captura maior nas áreas de BX, porém a grande diferença no índice entre vegetações se dá pela maior taxa de registros da cutia nas áreas de BX, o que faz com que o número efetivo de espécies seja menor na BX quando aumentamos a ordem q do índice.

No caso dos tipos de vegetação, é mais provável que o sucesso de captura não esteja refletindo mudanças na abundância das espécies, e sim demonstrando a preferência das espécies por determinados ambientes ou regiões da reserva, ou

refletindo uma disponibilidade de recursos variada, com maior quantidade de corpos d'água, causando diferenças nos padrões de diversidade (Srbek-Araujo; Chiarello, 2013).

A área central da RBU, onde estão concentradas as áreas de mata em regeneração inicial, é onde se encontra também a infraestrutura da sede da reserva e os corredores lineares formados pelas linhas de transmissão de energia elétrica, gasoduto, oleoduto e a BR101, formando uma ampla barreira que divide a reserva em duas partes. Os esforços de regeneração estão focados nessas áreas centrais e, através da análise dos perfis de diversidade e da ocupação das espécies nas áreas, podemos concluir que as medidas de manejo que foram implementadas na RBU já são eficientes para a regeneração das áreas degradadas, no que diz respeito à utilização dessas áreas por mamíferos de médio e grande porte. Contudo, junto à ampliação da área da reserva, houve também a exclusão da proibição da duplicação da BR101, que constava no decreto federal de 1998, que criou a RBU. Com isso, o trecho da rodovia que atravessa a reserva será duplicado, dificultando a meta de regeneração das áreas degradadas e a passagem da fauna entre as duas áreas. Pesquisas futuras nas áreas próximas à rodovia poderão acompanhar os impactos da duplicação na fauna local.

A regeneração dessas áreas é um processo lento e gradativo que aumenta a biodiversidade local, porém, dependendo do nível de distúrbio inicial, da estrutura da floresta primária e da história de manejo das áreas, pode levar décadas (De Wilde *et al.*, 2012). A contínua regeneração dos talhões de eucalipto e dos corredores de LTE pode reconectar os fragmentos previamente isolados, levando a um aumento na

riqueza de espécies no local (Acevedo-Charry; Aide, 2019), assim como um aumento no tamanho e na viabilidade das populações (Martensen *et al.*, 2008; Fahrig, 2013). O aumento da conectividade entre os fragmentos pode, em alguns casos, ser mais importante do que o tamanho dos fragmentos florestais, especialmente para áreas pequenas que se encontram próximas às áreas maiores (Metzger, 2000), o que é o caso das áreas em regeneração da RBU. No caso da eventual diminuição no tamanho dos fragmentos, a perda de riqueza tende a ser reduzida em áreas mais conectadas (Metzger, 2006).

A utilização de dados de armadilhas fotográficas é uma ferramenta extremamente útil no estudo da ecologia de comunidades. Os perfis de diversidade em conjunto ao índice de sucesso de captura podem demonstrar a dinâmica das populações e o uso do ambiente pelas espécies. O presente estudo demonstra a importância da recuperação de áreas degradadas e da preservação de florestas secundárias para a conservação da biodiversidade, e pode aprofundar o entendimento dos fatores que influenciam a distribuição dos mamíferos de médio e grande porte, sendo uma ferramenta para auxiliar nas medidas de conservação dessas espécies e fornecendo informações científicas concretas para amparar ações de manejo.

6. Conclusões

- A pouca diferença observada nos perfis de diversidade e no sucesso de captura entre os estágios sucessionais indica que as medidas de manejo adotadas na Reserva

Biológica União estão sendo efetivas na recuperação e reconexão dos fragmentos, para a utilização desses por mamíferos de médio e grande porte.

- Os perfis de diversidade indicam que não há diferença na diversidade de mamíferos entre as estações do ano, e que uma única comunidade de mamíferos está presente ao longo do ano na reserva, atestando a capacidade da Reserva Biológica União de abrigar uma rica diversidade mesmo em épocas secas.

- A composição de mamíferos das áreas de Floresta Submontana é mais diversa do que das áreas de Floresta de Baixada, porém, os perfis de diversidade indicam que há apenas uma comunidade presente em ambas as áreas, indicando possível preferência de habitat e demonstrando os diferentes padrões de deslocamento das espécies.

7. Referências Bibliográficas

- Ahumada, J.A., Hurtado, J., Lizcano, D. (2013). Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PLOS ONE* 8:p.e73707.
- Ahumada, J.A. et al. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 366:2703--2711.
- Anderson, S.H., Mann, K., Shugart Jr, H.H. (1977). The effect of transmission-line corridors on bird populations. *American Midland Naturalist* :216--221.
- Andrén, H., Anglestam, P. (1988). Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69:544--547.
- Arévalo-Sandi, A., Bobrowiec, P., Chuma, V., Norris, D. (2018). Diversity of terrestrial mammal seed dispersers along a lowland Amazon forest regrowth gradient. *PloS one* 13:p.e0193752.
- Aximoff, I.A., Cronemberger, C., Pereira, F.d.A. (2015). Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no estado do Rio de Janeiro. *Oecologia Australis* 19(1).
- Bailey, L.L., Simons, T.R., Pollock, K.H. (2004). Estimating site occupancy and detection probability parameters for terrestrial salamande. *Ecological Application* 14:692–702.
- Bakowski, C., Kozakiewicz, M. (1988). The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. *Acta Theriologica* 33:345–353.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I. Hoogmoed, M.S. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(47):18555-18560.
- Beaudrot, L. et al. (2016). Standardized assessment of biodiversity trends in tropical forest protected areas: the end is not in sight. *PLoS Biology* 14:p.e1002357.
- Beck, H., Snodgrass, J.W., Thebpanya, P. (2013). Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation* 163:115–121.

- Begotti, R.A., dos Santos Pacífico, E., de Barros Ferraz, S.F., Galetti, M. (2018). Landscape context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. *Journal for nature conservation* 41:97-105.
- Bergallo, H., Rocha, C., Van Sluys, M., Alves, M. (2000). O status atual da fauna do Estado do Rio de Janeiro: considerações finais. *A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro* :145--150.
- Bigler, W.J. (1974). Seasonal movements and activity patterns of the collared peccary. *Journal of Mammalogy* 55:851--855.
- Blake, J.G., Mosquera, D., Loiselle, B.A., Swing, K., Romo, D. (2017). Long-term variation in abundance of terrestrial mammals and birds in eastern Ecuador as measured by photographic rates and occupancy estimates. *Journal of Mammalogy* 98:1168–1178.
- Bogoni, J.A., Pires, J.S.R., Graipel, M.E., Peroni, N., Peres, C.A. (2018). Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? *PloS one* 13:e0204515.
- Brudvig, L.A., Damschen, E.I., Haddad, N.M., Levey, D.J., Tewksbury, J.J. (2015). The influence of habitat fragmentation on multiple plant-animal interactions and plant reproduction. *Ecology* 96:2669--2678.
- Carbone, C. et al. (2002). The use of photographic rates to estimate densities of cryptic mammals: response to Jennelle et al.. *Animal Conservation* 5:121--123.
- Carmignotto, A.P., Bezerra, A.M., Rodrigues, F.H., others (2014). Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography. *Therya* 5(2):535--558.
- de Carvalho, I.D., de Oliveira, R., dos Santos Pires, A. (2014). Medium and large-sized mammals of the Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ. *Biota Neotropica* 14(3).
- de Castro, E.B.V., Fernandez, F.A. (2004). Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73--80.
- CONAMA (1994). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 28, de 7 de Dezembro de 1994.
- De Wilde, M., Buisson, E., Ratovoson, F., Randrianaivo, R., Carrière, S.M., li, P.P.L. (2012). Vegetation dynamics in a corridor between protected areas after slash-and-burn cultivation in south-eastern Madagascar. *Agriculture, ecosystems & environment* 159:1--8.
- Emmons, L. (2016). *Cuniculus paca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* :e.T699A22197347.

- Ewers, R.M., Didham, R.K. (2007). The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology* 21:926--936.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34:487--515.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography* 16:265--280.
- Fiske, I., Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43:1--23.
- Forrester, J.A., Leopold, D.J., Hafner, S.D. (2005). Maintaining critical habitat in a heavily managed landscape: effects of power line corridor management on Karner blue butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) habitat. *Restoration Ecology* 13:488--498.
- Galetti, M., Bovendorp, R.S., Guevara, R. (2015). Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation* 3:824--830.
- Galetti, M. et al. (2017). Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation* 20:270--281.
- Galetti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães-Jr, P.R., Jordano, P. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society* 151:141--149.
- Gascon, C., Williamson, G.B., da Fonseca, G.A. (2000). Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288:1356--1358.
- Gibson, L. et al. (2013). Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science* 341:1508--1510.
- Goosem, M., Marsh, H. (1997). Fragmentation of a small-mammal community by a powerline corridor through tropical rainforest. *Wildlife Research* 24:613--629.
- Goulart, F.V.B., Cáceres, N.C., Graipel, M.E., Tortato, M.A., Ghizoni, I.R., Oliveira-Santos, L.G.R. (2009). Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 74:182--190.
- Haddad, N.M. et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052.
- Hegerl, C., Burgess, N., Nielsen, M., Martin, E., Ciolli, M., Rovero, F. (2017). Using camera trap data to assess the impact of bushmeat hunting on forest mammals in Tanzania.. *Oryx* 51:87-97.

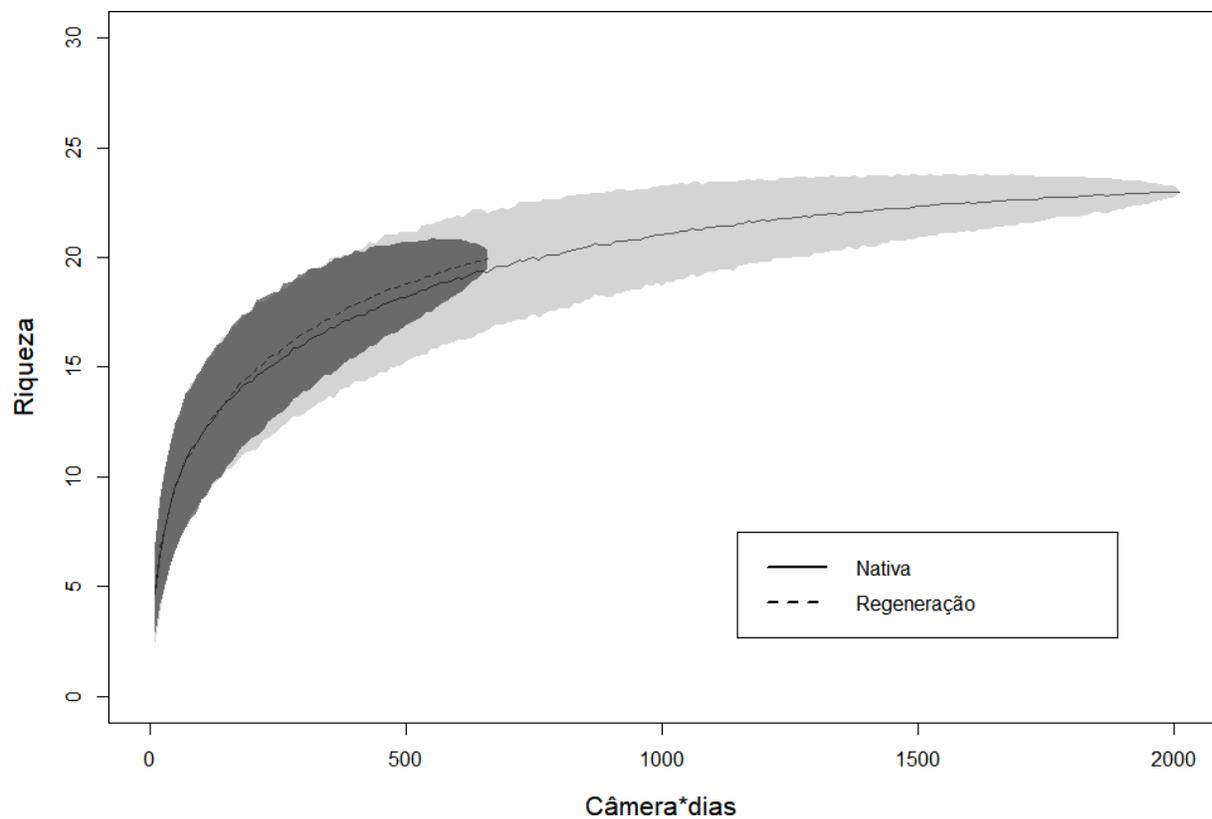
- ICMBIO (2007). *Plano de Recuperação Ambiental dos Eucaliptais da Reserva Biológica União*. Ministério do Meio Ambiente.
- ICMBIO (2008). *Plano de manejo da Reserva Biológica União, Encarte 3*. Ministério do Meio Ambiente.
- Jansen, B., Jenks, J. (2012). Birth timing for mountain lions (*Puma concolor*); testing the prey availability hypothesis. *PLoS One* 7:e44625.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113:363--375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88:2427--2439.
- Kenup, C.F., Sepulveda, R., Kreisler, C., Fernandez, F.A. (2017). Walking on their own legs: unassisted population growth of the agouti *Dasyprocta leporina*, reintroduced to restore seed dispersal in an Atlantic Forest reserve. *Oryx* :1--8.
- Körner, C. (2007). The use of 'altitude' in ecological research. *Trends Ecol. Evol.* 22:569--574.
- Kroodsma, R.L. (1982). Edge effect on breeding forest birds along a power-line corridor. *Journal of Applied Ecology* 361--370.
- Kuprewicz, E.K. (2013). Mammal abundances and seed traits control the seed dispersal and predation roles of terrestrial mammals in a Costa Rican forest. *Biotropica* 45:333--342.
- Laurance, W.F., Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological conservation* 55:77--92.
- Leinster, T., Cobbold, C.A. (2012). Measuring diversity: the importance of species similarity. *Ecology* 93:477--489.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F.P.L., Santos, A.M.M., Tabarelli, M. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 17:287--296.
- Lomolino, M. (2001). Elevation gradients of species density: Historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography* 10:3-13.
- Loughry, J., McDonough, C., Abba, A. (2014). *Dasyurus novemcinctus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* :e.T6290A47440785.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D. (2004). Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal biodiversity and conservation* 27:461--467.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J., Langtimm, C.A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248--2255.

- MacKenzie, D.I., Royle, J.A. (2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105--1114.
- Magioli, M., Ribeiro, M., Ferraz, K., Rodrigues, M. (2015). Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18:499--511.
- Magurran, A.E., McGill, B.J. (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford : Oxford University Press.
- Marcon, E., Hérault, B. (2015). entropart: An R package to measure and partition diversity. *Journal of Statistical Software* 67:.
- Marcon, E., Scotti, I., Hérault, B., Rossi, V., Lang, G. (2014). Generalization of the partitioning of Shannon diversity. *Plos One* 9:e90289.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141:2184--2192.
- Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Rosalino, L.M., Verdade, L.M. (2012). Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 282:185-195.
- McBee, K., Baker, R. (1982). *Dasyopus novemcinctus*. *Mammalian Species* 162:1--9.
- McCain, C., Grytnes, J. (2010). Elevational gradients in species richness. *Encyclopedia of life science* :1-10.
- Metzger, J. (2006). *Ecologia de paisagens fragmentadas*. Tese de Doutorado (Tese de Livre-Docência, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo)
- Metzger, J.P. (2000). Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological applications* 10:1147--1161.
- Meyer, N.F. et al. (2015). An assessment of the terrestrial mammal communities in forests of Central Panama, using camera-trap surveys. *Journal for Nature Conservation* 26:28--35.
- Michalski, F., Peres, C.A. (2007). Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626--1640.
- Middleton, J. (1993). *The intrusive effects of a powerline clearing on the small mammal community of a tropical rainforest*. B. Sc. Tese de Doutorado (Honours Thesis, James Cook University of North Queensland, Townsville).
- Miranda, F., Fallabrino, A., Arteaga, M., Tirira, D., Meritt, D., Superina, M. (2014). *Tamandua tetradactyla*. *The IUCN Red List of Threatened Species* :e.T21350A47442916.

- Modesto, T.C. et al. (2008). Mammals of Desengano State Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Biota Neotropica* 8.
- Oksanen, J. et al. (2015). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. 2013. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Patterson, B.D., Costa, L.P. (2012). *Bones, Clones, and Biomes: The history and geography of Recent Neotropical mammals*. University of Chicago Press.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4:439--473.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141--1153.
- Ripple, W.J. et al. (2016). Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science* 3:160498.
- Rovero, F., Marshall, A.R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011--1017.
- Sanders, N., Rahbek, C. (2012). The patterns and causes of elevational diversity gradients. *Ecography* 35:1-3.
- Santos-Filho, M., Peres, C.A., Da Silva, D.J., Sanaiotti, T.M. (2012). Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 21:1127--1147.
- Schipper, J. et al. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322:225--230.
- Schreiber, R.K., Graves, J.H. (1977). Powerline corridors as possible barriers to the movements of small mammals. *American Midland Naturalist* :504--508.
- Si, X., Kays, R., Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2:e374.
- Sinclair, A., Mduma, S., Brashares, J.S. (2003). Patterns of predation in a diverse predator--prey system. *Nature* 425:288--290.
- Skole, D., Tucker, C. (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260:1905--1910.
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution--Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* 159:405--412.

- Srbek-Araujo, A.C., Chiarello, A.G. (2007). Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:647--656.
- Srbek-Araujo, A.C., Chiarello, A.G. (2013). Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 13:51-62.
- QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.
- Tobler, M., Zúñiga Hartley, A., Carrillo-Percastegui, S., Powell, G. (2015). Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology* 52:413-421.
- Travassos, L. (2013). Impacto da sobrecaça em populações de mamíferos e suas interações ecológicas nas florestas neotropicais. *Oecologia Australis* 15(2).
- Umetsu, F., Pardini, R. (2007). Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22:517--530.
- Vieira, M.V. et al. (2009). Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation* 142:1191-1200.
- Winfrey, R., W Fox, J., Williams, N.M., Reilly, J.R., Cariveau, D.P. (2015). Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology Letters* 18:626--635.

9. Anexo 1



Anexo 1. Curva de rarefação, para as áreas de Mata em Regeneração (linha tracejada) e áreas de Mata Secundária (linha contínua). Registros de espécies amostradas através de armadilhas fotográficas, randomizados 1000 vezes. Intervalos de confiança de 95% em cinza (polígonos).