

Mamíferos como indicadores da integridade da Mata Atlântica
subtropical

Responsável: Carlos Rodrigo Brocardo

Biólogo, Doutor em Zoologia

Instituição Responsável: Instituto Neotropical - Pesquisa
e Conservação

Cascavel, agosto de 2017

Título: Mamíferos como indicadores da integridade da Mata Atlântica subtropical

Resumo

Grande parte das terras livres de gelo no planeta está ocupada por atividades agrícolas e assentamentos humanos, resultando em habitats naturais fragmentados imersos em paisagens antrópicas. Entender como os ecossistemas respondem a essas alterações, e obter respostas de como reverter o processo de perda de biodiversidade é uma questão fundamental para o planeta e o futuro da humanidade. Assim, o uso de grupos indicadores pode ser uma importante ferramenta para o monitoramento das tendências que ocorrem nos ecossistemas por inteiro. Mamíferos por estarem envolvidos em diversas interações ecológicas, sendo que muitas espécies têm sensibilidade quanto à qualidade ambiental, constituem um bom grupo indicador de como o restante da biota está respondendo às pressões antrópicas. Nessa pesquisa será avaliada a presença, riqueza, abundância e ocupação de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Atlântica subtropical, ambientes imersos em uma paisagem dominada por agricultura intensiva, com o objetivo de identificar o grau de conservação dessas áreas, e indicar medidas de manejo que minimizem e revertam a perda de biodiversidade nessa porção ainda pouco conhecida cientificamente do bioma Mata Atlântica.

Palavras-chave: defaunação, mastofauna, hotspot de biodiversidade, saúde ecossistêmica

1. Introdução

Em todo mundo a perda de habitats naturais tem ocorrido de forma acelerada, em grande parte impulsionada pelo crescimento populacional humano e a consequente expansão de atividades agrícolas (Gibbs et al. 2010; Hansen et al. 2013). Essa redução de ambientes naturais tem impacto direto sobre a vida silvestre, sendo ainda mais danosa nos hotspots de biodiversidade, já que estes concentram a maior parte da riqueza de espécies encontradas no planeta (Brooks et al. 2002; Butchart et al. 2010). O bioma Mata Atlântica considerado um desses hotspots, tanto pelo alto nível de endemismo e riqueza de espécies quanto pela drástica redução (Myers et al. 2000), tem atualmente a cobertura florestal limitada a menos de 12% da área original, com agravante de que 90% dos remanescentes são fragmentos secundários com menos de 100 ha (Ribeiro et al. 2009).

Devido à intensa fragmentação e redução de habitat, fatores ao qual se somam a caça e perseguição, mamíferos de médio e grande porte apresentam extinções locais e redução de populações em toda extensão da Mata Atlântica (Beca et al. 2017; Bogoni et al. 2016; Brocardo & Cândido-Jr 2012; Canale et al. 2012; Chiarello 2000; Cullen Jr. et al. 2000; Galetti et al. 2017; Galetti et al. 2009). Na Mata Atlântica do Nordeste, por exemplo, os fragmentos florestais mantêm em média apenas um quinto das espécies de mamíferos esperadas (Canale et al. 2012). Na Mata Atlântica de Interior do estado de São Paulo a situação também se mostrou grave, com redução de até 80% na riqueza de espécies em algumas paisagens fragmentadas (Beca et al. 2017). E mesmo habitats contínuos como a Serra do Mar, maior remanescente de Mata Atlântica, apresentam perda de espécies, e uma redução de biomassa que pode ser de até 98% em áreas com forte pressão de caça em comparação a áreas com menor intensidade de caça, havendo assim um forte processo de defaunação dentro do bioma (Galetti et al. 2017).

A perda e baixa populacional de mamíferos na Mata Atlântica pode trazer alterações nas interações ecológicas que estes mantêm (Brocardo et al. 2013; Jorge et al. 2013), com consequências para a composição florestal e futuro do bioma (Bello et al. 2015; Brocardo et al. 2013). Dessa forma, compreender que fatores são responsáveis pela manutenção das espécies de mamíferos e quais as ameaças que sofrem é fundamental para direcionar melhores esforços para conservação não só dos mamíferos, mas da floresta como um todo (Beca et al. 2017; Galetti et al. 2009; Jorge et al. 2013). Mamíferos são considerados um bom grupo indicar da integridade dos ecossistemas, por aturem em diversos papéis ecológicos, além de determinadas espécies terem exigência quanto à qualidade do ambiente (Ceballos & Ehrlich 2002; Jorge et al. 2013). Assim estudos que mensurem a presença e riqueza das espécies podem servir como indicadores de como os ambientes estão se comportando frente às diversas pressões antrópicas (Morrison et al. 2007).

Nessa proposta de pesquisa pretendem-se investigar a riqueza, abundância, biomassa e ocupação de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes de Mata Atlântica subtropical, ambiente pouco explorado cientificamente, e que requer maior qualidade de dados para subsidiar programas de conservação. Os resultados obtidos serão usados como um indicador da integridade ecossistêmica dos ambientes estudados.

2. Justificativa

Padrões de riqueza e persistência de mamíferos permanecem pouco investigados em diversas partes do bioma Mata Atlântica, caso das formações florestais subtropicais, como a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Decidual e campos de altitude (Brocardo & Cândido-Jr 2012; Brocardo & Galetti submet.; Galetti et al. 2009; Jorge et al. 2013).

Para mamíferos a ausência de dados de persistência e abundância constitui um risco adicional (Costa et al. 2005), já que essas informações poderiam ser usadas para indicar ações e áreas prioritárias para conservação do grupo (Ceballos et al. 2005; Galetti et al. 2009; Jorge et al. 2013). De fato, dados de presença de espécie de mamíferos ainda são raros para grande parte do planeta (Boitani et al. 2011), embora constituam uns dos primeiros passos para determinar quais ameaças as espécies sofrem (Ceballos et al. 2005; Morrison et al. 2007). Adicionalmente, o monitoramento das espécies em campo é essencial para fornecer dados de tendências populacionais, que são importantes para programas de combate à perda de diversidade biológica (Ahumada et al. 2013; Ahumada et al. 2011; Butchart et al. 2010; Schipper et al. 2008).

Na Mata Atlântica, devido à intensa fragmentação, medidas de conservação ainda devem envolver obrigatoriamente o manejo da paisagem (Brocardo et al. 2017; Tabarelli et al. 2010), o que requer conhecimento de como as espécies respondem a matriz e fragmentação florestal (Beca et al. 2017; Brocardo & Galetti submet.). Um crescimento no esforço amostral que indique a ocupação das espécies nesse contexto é importante, sobretudo para espécies ameaçadas de extinção dentro do Bioma Mata Atlântica, tais como a onça-pintada (*Panthera onca*), a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*) (Galetti et al. 2013; Jorge et al. 2013; Keuroghlian et al. 2012; Medici et al. 2012; Paviolo et al. 2016). Esforços em campo tem se mostrado importantes no monitoramento dessas espécies (Brocardo et al. 2017; Paviolo et al. 2016).

Ainda como mamíferos possuem uma rica diversidade filogenética, estando envolvidos em distintas interações ecológicas (dispersão de sementes, predadores de sementes, herbívoros, carnívoros de topo, piscívoros), além de terem sensibilidade a alterações no meio, devido a suas exigências ecológicas, os dados obtidos podem ser usados para indicar como o resto da

biota, e o ecossistema como um todo, estão se comportando frente aos distúrbios antrópicos nos ambientes amostrados (Ceballos & Ehrlich 2002; Jorge et al. 2013; Morrison et al. 2007).

3. Objetivos

3.1 Objetivo geral:

- Obter um diagnóstico da conservação dos remanescentes de Mata Atlântica subtropical usando mamíferos de médio e grande porte como grupo indicador. Dessa forma áreas que possuam um maior número de espécies e retiverem espécies de maior porte (tais como a onça-pintada *Panthera onca*, anta *Tapirus terrestris*, queixada *Tayassu pecari*) indicarão ambientes com melhor estado de preservação (Galetti et al. 2009; Jorge et al. 2013).

3.2 Objetivos específicos:

- Investigar a persistência de mamíferos de médio e grande porte em remanescentes de Mata Atlântica subtropical;
- Medir a riqueza, defaunação, ocupação, diversidade beta, abundância e biomassa de mamíferos de médio e grande porte nos ambientes amostrados, e dessa forma indicar sua integridade frente a pressões e alterações antrópicas;
- Avaliar como variáveis da paisagem tais como o tamanho do habitat remanescente (Beca et al. 2017; Brocardo & Galetti submet.; Chiarello 2000; Michalski & Peres 2007; Peres 2001), o tipo florestal (Galetti et al. 2009; Peres 2000), a conectividade (Brocardo & Galetti submet.; Magioli et al. 2016), o efeito de borda (Beca et al. 2017), a composição da matriz (Carroll & Miquelle 2006; Garmendia et al. 2013) e a

distância de centros urbanos (Benítez-López et al. 2017) podem interferir na persistência, riqueza, abundância e ocupação das espécies.

- Obter dados que indiquem áreas prioritárias para ações de conservação de mamíferos no ambiente estudado (Galetti et al. 2009)
- Indicar medidas de conservação que minimizem os efeitos da fragmentação e ampliem a ocupação das espécies.

4. Hipóteses

Hipótese I. O tamanho do remanescente será determinante na riqueza de espécies, assim fragmentos maiores possuirão uma riqueza maior, e ainda abrigarão as espécies de maior porte (Beca et al. 2017; Brocardo & Galetti submet.; Chiarello 2000; Jorge et al. 2013; Michalski & Peres 2007; Peres 2001)

Hipótese II. Áreas com maior conectividade terão maior número de espécies do que áreas com menor conexão (Magioli et al. 2016)

Hipótese III. Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual terão riqueza de espécies superior a fragmentos de Floresta Ombrófila Mista de tamanhos similares, devido à maior produtividade primária (regiões mais quentes) (e.g. Peres 2000)

Hipótese IV. Áreas mais afastadas de centros urbanos terão maior riqueza e biomassa de mamíferos (Benítez-López et al. 2017; Galetti et al. 2017).

5. Metodologia

5.1 Área de estudo

O estudo será conduzido na Mata Atlântica subtropical do estado do Paraná, compreendendo remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, Florestal Ombrófila Mista, campos de altitude e áreas de ecótonos entre essas formações (Figura 1).

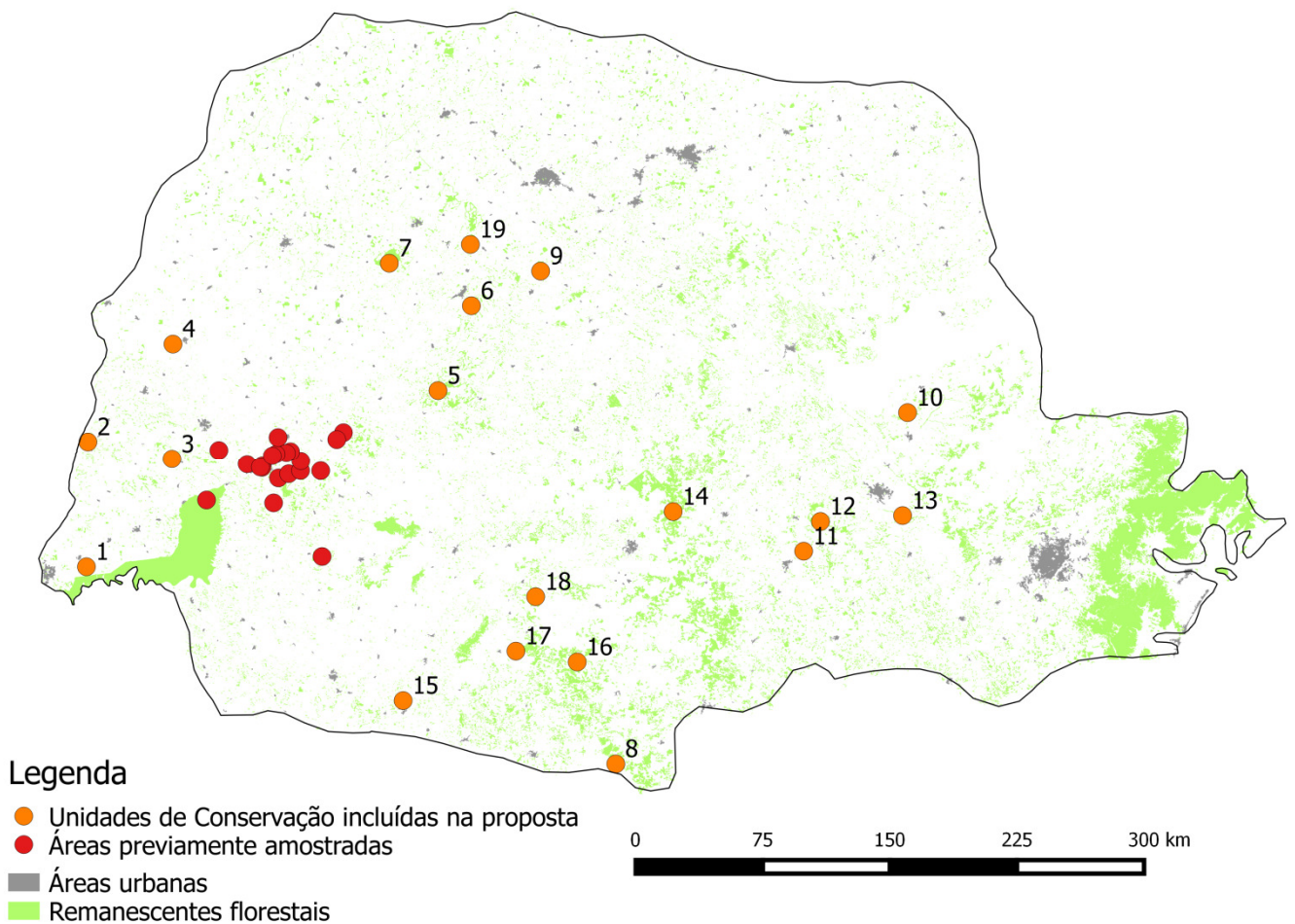


Figura 1. Fragmentos de Mata Atlântica Subtropical no estado do Paraná a serem amostradas dentro dessa proposta (ver Tabela 1). Também são apresentadas áreas que foram previamente amostradas durante o projeto “Mamíferos como indicadores da saúde do ecossistema Floresta com Araucária”, apoiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza.

O interior do estado Paraná era originalmente coberto quase que inteiramente de Mata Atlântica, sofrendo com o processo de desmatamento principalmente a partir de 1920, mas tendo o ápice na década de 1970 com a mecanização da agricultura, o que resultou em grande perda e fragmentação florestal (Gubert Filho 2010). Atualmente, com exceção do Parque Nacional do Iguaçu (área superior a 180 mil ha), a maioria dos remanescentes florestais possui dimensões limitadas estando embebidos em paisagens dominadas por agricultura intensiva de larga escala (Ribeiro et al. 2009). Dessa forma constituem áreas interessantes para se investigar os múltiplos efeitos do isolamento, da matriz e da redução de hábitat sobre espécies silvestres. Para esse fim foram pré-selecionadas 20 áreas para o estudo, de forma a abranger a maior parte das áreas subtropicais dentro desse estado (Figura 1, Tabela 1). Apenas Unidades de Conservação foram selecionadas devido à maior facilidade de acesso (permissão à pesquisa), bem como maior probabilidade de que medidas de manejo propostas com os resultados da pesquisa venham a ser estabelecidas posteriormente (Tabela 1).

5.2 Amostragem

Para o monitoramento das espécies de mamíferos de médio e grande porte será usada a combinação de duas técnicas reconhecidamente eficazes para esse grupo: o armadilhamento fotográfico e o registro de vestígios indiretos (Beca et al. 2017; Brocardo et al. 2012; Silveira et al. 2003; Srbek-Araujo & Chiarello 2005).

Cada área receberá de 5 a 20 armadilhas fotográficas (Bushnell HD Natureview) de acordo com seu tamanho, posicionadas a distâncias mínimas de 300 metros entre si, por um período de 30 dias. O esforço com registro de vestígio será conduzido no momento de instalação das armadilhas fotográficas, e ainda com a busca ativa em locais com maior incidência desse tipo de registro como margens de corpos d'água, trilhas no interior da mata e bordas florestais (Brocardo & Cândido-Jr 2012).

Tabela 1. Descrição das áreas pré-selecionadas para a pesquisa

Nº	Nome	Tipo de vegetação	Tamanho (ha) ¹
1	RPPN Santa Maria	Floresta Estacional Semidecidual (FES)	242
2	Refúgio Biológico de Santa Helena	Floresta Estacional Semidecidual (FES)	1482
3	PE Cabeça do Cachorro	Floresta Estacional Semidecidual (FES)	60,9
4	PE São Camilo	Floresta Estacional Semidecidual (FES)	385,3
5	ARIE São Domingos	Floresta Ombrófila Mista (FOM)	400
6	PE Lago Azul	Ecotóno FOM/ FES / Cerrado	1749
7	Rebio Perobas ²	Ecotóno FES/ FOM	8716
8	RVS dos Campos de Palmas ²	Ecotóno FOM/ Campos	16582
9	PE Vila Rica do Espírito Santo	Floresta Estacional Semidecidual (FES)	347
10	PE Caxambu	Ecotóno FOM/ Campos	1000
11	EE de Fernandes Pinheiro	Floresta Ombrófila Mista (FOM)	532
12	REBIO Araucárias ²	Ecotóno FOM/ Campos	14919
13	PE Vila Velha	Ecotóno FOM/ Campos	3122
14	PE Serra da Esperança	Floresta Ombrófila Mista (FOM)	6939
15	PE Vitorio Piassa	Floresta Ombrófila Mista (FOM)	107
16	RVS de Pinhão	Floresta Ombrófila Mista (FOM)	300
17	EE Rio dos Touros	Ecotóno FOM/ FES	8500
18	PE Santa Clara	Floresta Ombrófila Mista (FOM)	631,6
19	Reserva Florestal da Figueira	Floresta Estacional Semidecidual (FES)	100

¹ o tamanho se refere à cobertura florestal total do fragmento onde a Unidade de Conservação está inserida, assim pode ser maior ou inferior a área legalmente protegida; ² Unidades federais cuja autorização foi solicitada ao ICMBio.

5.3 Métricas da paisagem

5.3.1 Tipo de vegetação

A classificação da vegetação de cada área será baseada nos planos de manejo das Unidades de Conservação (quando disponíveis), no mapa de distribuição dos tipos de vegetação no estado do Paraná (produzido pelo Instituto de Terras, Cartografia e Geociências com base em Maack 2012), e em observações em campo quanto à estrutura e composição das espécies arbóreas.

5.3.2 Tamanho dos remanescentes

Para o cálculo do tamanho dos remanescentes estudados serão usados *shapefiles* do Bioma Mata Atlântica (obtidos em www.sosmataatlantica.org.br) (Ribeiro et al. 2009), em conjunto

com imagens de satélite para correções (Google Earth usando Open Layer plug-in), no programa QuantumGis.

5.3.3 Efeito de borda

Porcentagem do fragmento estudado composta por borda, considerando diferentes métricas (30, 50, 100, 200 m), devido à maior ou menor sensibilidade das diferentes espécies a borda florestal (Ribeiro et al. 2009).

5.3.4 Conectividade

A conexão direta será verificada pela presença de corredores florestais que ligam os remanescentes estudados a outros fragmentos florestais com uso de imagens de satélite (Google Earth usando Open Layer plug-in o programa QuantumGis). A largura média e comprimento dos corredores, bem como o tamanho dos remanescentes ao qual se conecta a área objeto de estudo, serão usados como covariáveis. A conectividade funcional será estimada com o uso de *buffers* de diferentes escalas (50, 100, 200, 500, 1000 m), levando em consideração a habilidade que algumas espécies têm em cruzar a matriz (Ribeiro et al. 2009). A conectividade funcional de cada sítio de estudo (para cada escala) será dada pela soma da área total com cobertura de vegetação nativa agrupada (Ribeiro et al. 2009).

5.3.5 Matriz

Por meio de imagens de satélite (Google Earth usando Open Layer plug-in no programa Quantum Gis), com confirmação em campo, será feita o cálculo das porcentagens de uso do solo (agricultura, pastagem, silvicultura, vegetação natural) no entorno dos remanescentes dentro dos limites de buffer de conectividade (50, 100, 200, 500, 1000 m), a fim de verificar se o tipo de matriz pode limitar ou facilitar a persistência das espécies (Garmendia et al. 2013).

5.4 Medidas da comunidade de mamíferos de médio e grande porte e análises estatísticas

5.4.1 Riqueza

Número de espécies registradas na área. A suficiência amostral para registro de espécies será testada com o uso de um estimador Jackknife de primeira ordem (Gotelli & Colwell 2011) usando o pacote estatístico *vegan* (Oksanen et al. 2007) no programa R (R Development Core Team 2016). Por meio de modelos generalizados lineares com o uso do pacote *lme4* do programa R (Bates et al. 2007) será testada a relação das variáveis ambientais com a riqueza de espécies. A relação entre a composição de espécies e as variáveis ambientais será verificada com uma análise de redundância (RDA) com o uso do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2007).

5.4.2 Abundância e biomassa

Abundância de cada espécie será estimada por meio do cálculo da taxa de captura relativa (Cr) nas armadilhas fotográficas (O'Brien et al. 2003; Srbek-Araujo & Chiarello 2005). Nessa equação o número de capturas independentes de cada espécie (Ci) é dividido pelo esforço amostral (Ef), e depois multiplicado por 100 para facilitar a visualização gráfica. Para esse fim serão consideradas capturas independentes de cada espécie as que tiverem no mínimo 30 minutos de diferença (O'Brien et al. 2003).

$$Cr = \frac{Ci}{Ef} \cdot 100$$

A biomassa será estimada pela multiplicação da taxa de captura relativa de cada espécie pelo seu peso médio (o peso médio será extraído de Paglia et al. 2012).

5.4.3 Beta-diversidade

Será calculada com o uso do índice de dissimilaridade de Sørensen e suas decomposições – índice de Simpson (*turnover*) e índice de aninhamento (Baselga 2010). O índice de Simpson mede a gradual substituição de espécies entre áreas, enquanto o índice de aninhamento mede a perda de espécies entre as áreas (Baselga 2010). Para o essa análise será usado o pacote *betapart* (Baselga & Orme 2012).

5.4.4 Defaunação

Será estimada por meio do índice de defaunação apresentado em Giacomini & Galetti (2013):

$$D_{(r,f)} = \frac{\sum_{k=1}^S \omega_k (N_{k,r} - N_{k,f})}{\sum_{k=1}^S \omega_k (N_{k,r} + N_{k,f})}$$

Onde:

f = assembleia de espécies focal

r = assembleia de espécies referencial que servirá para medir a defaunação em outras áreas. Nesse caso será usado o Parque Nacional do Iguaçu como referência (Brocardo & Galetti submet.)

S = Número de species total em todas as assembleias

k = Identificação da espécie

$N_{k,f}$ = Abundância na assembleia focal

$N_{k,r}$ = Abundância na assembleia referencial

ω_k = importância da espécie k para a defaunação (massa média em Kg da espécie elevado a $3/4$)

$D_{(r,f)}$ = defaunação da assembleia focal comparada assembleia referencial

5.4.5 Ocupação

Considerando a imperfeição na detecção das espécies, o uso de estimadores que levem em conta as probabilidades de detecção pode determinar com maior precisão a ocupação das

espécies (MacKenzie et al. 2003). Para essa análise será usado o pacote *unmarked* do programa R (Fiske & Chandler 2011) com os dados de captura em armadilhas fotográficas, buscando-se identificar quais variáveis ambientais explicam a ocupação das espécies.

5.4.6 Identificar o estado de conservação das áreas

Para indicar o estado de conservação das áreas será usado o índice de conservação proposto por Galetti et al. (2009):

$$Ci = \sum_k^s \log(W_k) \cdot U_{k,i} \cdot q_{k,i}$$

Onde:

W_k = massa das espécies em gramas

$U_{k,i}$ = Valor ranqueado de ameaça das espécies de acordo com as categorias da IUCN. Não ameaçada = 1, quase ameaçada ou dados deficientes = 2, vulnerável = 3, em perigo = 4, criticamente ameaçada = 5. Será usado a lista regional como referência devido a ameaça local ser na maioria dos casos, superior à global (Galetti et al. 2009).

$q_{k,i}$ = contribuição de abundância da espécie na área focal em relação a abundância encontrada em todas as áreas juntas

Este índice leva em conta a riqueza e abundância das espécies, dando maior peso a áreas que possuam espécies de maior porte e espécies com maiores níveis de ameaça. Assim, ao dar maior peso a espécies que possuem maiores demandas ecológicas (maior porte) e que tem maior sensibilidade a pressões antrópicas (ameaçadas), o índice é capaz de indicar quais áreas são mais integras ambientalmente (Galetti et al. 2009).

Plano de atividades

Atividades	Trimestres de trabalho			
	1º trimestre	2º trimestre	3º trimestre	4º trimestre
Coleta de dados	X	X	X	
Análise de dados	X	X	X	X
Redação de relatório		X		X
Redação de artigos		X	X	X
Participação em eventos		X	X	
Submissão de artigos			X	X

Referências

- Ahumada, J. A., J. Hurtado, and D. Lizcano. 2013. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLOS ONE* **8**:e73707.
- Ahumada, J. A., C. E. F. Silva, K. Gajapersad, C. Hallam, J. Hurtado, E. Martin, A. McWilliam, B. Mugerwa, T. O'Brien, F. Rovero, D. Sheil, W. R. Spironello, N. Winarni, and S. J. Andelman. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **366**:2703-2711.
- Baselga, A., and C. D. L. Orme. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* **3**:808-812.
- Baselga, A. s. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **19**:134-143.
- Bates, D., D. Sarkar, M. D. Bates, and L. Matrix. 2007. The lme4 package. Page 74. R package version.

- Beca, G., M. c. H. Vancine, C. S. Carvalho, F. Pedrosa, R. S. C. Alves, D. Buscariol, C. A. Peres, M. C. Ribeiro, and M. Galetti. 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*.
- Bello, C., M. Galetti, M. A. Pizo, L. F. S. Magnago, M. F. Rocha, R. A. F. Lima, C. A. Peres, O. Ovaskainen, and P. Jordano. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances* **1**.
- Benítez-López, A., R. Alkemade, A. Schipper, D. Ingram, P. Verweij, J. Eikelboom, and M. Huijbregts. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* **356**:180-183.
- Bogoni, J. A., J. J. Cherem, E. L. s. Hettwer Giehl, L. G. Oliveira-Santos, P. V. de Castilho, V. Picinatto Filho, F. M. Fantacini, M. A. Tortato, M. R. Luiz, R. Rizzaro, and M. c. E. Graipel. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* **97**:713-725.
- Boitani, L., L. Maiorano, D. Baisero, A. Falcucci, P. Visconti, and C. Rondinini. 2011. What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **366**:2623-2632.
- Brocardo, C. R., and J. F. Cândido-Jr. 2012. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná, Brasil. *Revista Árvore* **36**:301-310.
- Brocardo, C. R., and M. Galetti. *submit*. Large forest remnants and connectivity explain mammal resilience in a landscape dominated by commodity croplands. *Biological Conservation*.
- Brocardo, C. R., R. Rodarte, R. d. S. Bueno, L. Culot, and M. Galetti. 2012. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. *Biota Neotropica* **12**:198-208.
- Brocardo, C. R., M. X. d. Silva, L. E. S. Delgado, and M. Galetti. 2017. White lipped-peccaries are recorded at Iguaçu National Park after 20 years. *Mammalia*.
- Brocardo, C. R., V. B. Zipparro, R. A. F. de Lima, R. Guevara, and M. Galetti. 2013. No changes in seedling recruitment when terrestrial mammals are excluded in a partially defaunated Atlantic rainforest. *Biological Conservation* **163**:107-114.

- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, and G. Magin. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology* **16**:909-923.
- Butchart, S. H., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. r. P. Scharlemann, R. E. Almond, J. E. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, and J. Bruno. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* **328**:1164-1168.
- Canale, G. R., C. A. Peres, C. E. Guidorizzi, C. A. F. Gatto, and M. C. I. M. Kierulff. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PloS one* **7**:e41671.
- Carroll, C., and D. G. Miquelle. 2006. Spatial viability analysis of Amur tiger *Panthera tigris altaica* in the Russian Far East: the role of protected areas and landscape matrix in population persistence. *Journal of Applied Ecology* **43**:1056-1068.
- Ceballos, G., and P. R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* **296**:904-907.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar, and J. P. Fay. 2005. Global Mammal Conservation: What Must We Manage? *Science* **309**:603-607.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* **14**:1649-1657.
- Costa, L. P., Y. L. R. Leite, S. L. Mendes, and A. D. Ditchfield. 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* **19**:672-679.
- Cullen Jr., L., R. E. Bodmer, and C. Valladares Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* **95**:49-56.
- Fiske, I., and R. Chandler. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* **43**:1-23.
- Galetti, M., C. Brocardo, R. Begotti, L. Hortenci, F. Rocha-Mendes, C. Bernardo, R. Bueno, R. Nobre, R. Bovendorp, and R. Marques. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*.
- Galetti, M., E. Eizirik, B. Beisiegel, K. t. Ferraz, S. Cavalcanti, A. C. Srbek-Araujo, P. Crawshaw, A. Paviolo, P. M. Galetti, and M. L. Jorge. 2013. Atlantic rainforest's jaguars in decline. *Science* **342**:930-930.
- Galetti, M., H. C. Giacomini, R. S. Bueno, C. S. S. Bernardo, R. M. Marques, R. S. Bovendorp, C. E. Steffler, P. Rubim, S. K. Gobbo, C. I. Donatti, R. A. Begotti, F. Meirelles, R. d. A. Nobre, A. G. Chiarello, and C. A. Peres. 2009. Priority areas for

- the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* **142**:1229-1241.
- Garmendia, A., V. Arroyo-Rodríguez, A. Estrada, E. J. Naranjo, and K. E. Stoner. 2013. Landscape and patch attributes impacting medium-and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology* **29**:331-344.
- Giacomini, H. C., and M. Galetti. 2013. An index for defaunation. *Biological Conservation* **163**:33-41.
- Gibbs, H. K., A. S. Ruesch, F. d. r. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, and J. A. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **107**:16732-16737.
- Gotelli, N. J., and R. K. Colwell. 2011. Estimating species richness. Pages 39-54 in A. E. Magurran, and B. J. McGill, editors. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press Oxford, Oxford.
- Gubert Filho, F. A. 2010. O desflorestamento do Paraná em um século. Pages 14-25 in C. Sonda, and S. C. Trauczynski, editors. *Reforma agrária e Meio Ambiente: Teoria e Prática no Estado do Paraná*. Instituto de Terras, Cartografia e Geociências - ITCG, Curitiba.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. Stehman, S. Goetz, and T. Loveland. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science* **342**:850-853.
- Jorge, M. L. S. P., M. Galetti, M. C. Ribeiro, and K. M. P. M. B. Ferraz. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation* **163**:49-57.
- Keuroghlian, A., A. L. J. Desbiez, B. de Mello Beisiegel, E. P. Medici, A. Gatti, A. R. M. Pontes, C. B. de Campos, C. F. de Tófoli, E. A. M. Júnior, and F. C. de Azevedo. 2012. Avaliação do risco de extinção do queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*:84-102.
- Maack, R. 2012. *Geografia física do Estado do Paraná*. UEPG, Ponta Grossa.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, and A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* **84**:2200-2207.
- Magioli, M., K. M. P. M. De Barros, E. Z. F. Setz, A. R. Percequillo, M. V. d. S. S. Rondon, V. V. Kuhnen, M. C. da Silva Canhoto, K. E. A. dos Santos, C. Z. Kanda, and G. de

- Lima Fregonezi. 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* **62**:431-446.
- Medici, E. P., K. Flesher, B. de Mello Beisiegel, A. Keuroghlian, A. L. J. Desbiez, A. Gatti, A. R. M. Pontes, C. B. de Campos, C. F. de Tófoli, and E. A. M. Júnior. 2012. Avaliação do risco de extinção da anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*:103-116.
- Michalski, F., and C. A. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* **21**:1626-1640.
- Morrison, J. C., W. Sechrest, E. Dinerstein, D. S. Wilcove, and J. F. Lamoreux. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* **88**:1363-1380.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird, and H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* **6**:131-139.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, M. H. H. Stevens, M. J. Oksanen, and M. Suggests. 2007. The vegan package. *Community ecology package* **10**:631-637.
- Paglia, A. P., G. A. da Fonseca, A. B. Rylands, G. Herrmann, L. M. Aguiar, A. G. Chiarello, Y. L. Leite, L. P. Costa, S. Siciliano, and M. C. I. M. Kierulff. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional Papers in Conservation Biology* **6**.
- Paviolo, A., C. De Angelo, K. M. Ferraz, R. G. Morato, J. M. Pardo, A. C. Srbek-Araujo, B. de Mello Beisiegel, F. Lima, D. Sana, and M. X. da Silva. 2016. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports* **6**.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* **14**:240-253.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation biology* **15**:1490-1505.
- R Development Core Team. 2016. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena.

- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141-1153.
- Schipper, J., J. S. Chanson, F. Chiozza, N. A. Cox, M. Hoffmann, V. Katariya, J. Lamoreux, A. S. L. Rodrigues, S. N. Stuart, H. J. Temple, J. Baillie, L. Boitani, T. E. Lacher, R. A. Mittermeier, A. T. Smith, D. Absolon, J. M. Aguiar, G. Amori, N. Bakkour, R. Baldi, R. J. Berridge, J. Bielby, P. A. Black, J. J. Blanc, T. M. Brooks, J. A. Burton, T. M. Butynski, G. Catullo, R. Chapman, Z. Cokeliss, B. Collen, J. Conroy, J. G. Cooke, G. A. B. da Fonseca, A. E. Derocher, H. T. Dublin, J. W. Duckworth, L. Emmons, R. H. Emslie, M. Festa-Bianchet, M. Foster, S. Foster, D. L. Garshelis, C. Gates, M. Gimenez-Dixon, S. Gonzalez, J. F. Gonzalez-Maya, T. C. Good, G. Hammerson, P. S. Hammond, D. Happold, M. Happold, J. Hare, R. B. Harris, C. E. Hawkins, M. Haywood, L. R. Heaney, S. Hedges, K. M. Helgen, C. Hilton-Taylor, S. A. Hussain, N. Ishii, T. A. Jefferson, R. K. B. Jenkins, C. H. Johnston, M. Keith, J. Kingdon, D. H. Knox, K. M. Kovacs, P. Langhammer, K. Leus, R. Lewison, G. Lichtenstein, L. F. Lowry, Z. Macavoy, G. M. Mace, D. P. Mallon, M. Masi, M. W. McKnight, R. A. MedellÃ-n, P. Medici, G. Mills, P. D. Moehlman, S. Molur, A. Mora, K. Nowell, J. F. Oates, W. Olech, W. R. L. Oliver, M. Oprea, B. D. Patterson, W. F. Perrin, B. A. Polidoro, C. Pollock, A. Powel, Y. Protas, P. Racey, J. Ragle, P. Ramani, G. Rathbun, R. R. Reeves, S. B. Reilly, J. E. Reynolds, C. Rondinini, R. G. Rosell-Ambal, M. Rulli, A. B. Rylands, S. Savini, C. J. Schank, W. Sechrest, C. Self-Sullivan, A. Shoemaker, C. Sillero-Zubiri, N. De Silva, D. E. Smith, C. Srinivasulu, P. J. Stephenson, N. van Strien, B. K. Talukdar, B. L. Taylor, R. Timmins, D. G. Tirira, M. F. Tognelli, K. Tsytsulina, L. M. Veiga, J.-C. ViÃ©, E. A. Williamson, S. A. Wyatt, Y. Xie, and B. E. Young. 2008. The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge
10.1126/science.1165115. *Science* **322**:225-230.
- Silveira, L., A. T. Jacomo, and J. A. F. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* **114**:351-355.
- Srbek-Araujo, A. C., and A. G. Chiarello. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **21**:121-125.

Tabarelli, M., A. V. Aguiar, M. C. Ribeiro, J. P. Metzger, and C. A. Peres. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* **143**:2328-2340.