



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de São José do Rio Preto

Larissa Fornitano

**Estrutura da comunidade de carnívoros em paisagens fragmentadas do
Cerrado e Mata Atlântica**

São José do Rio Preto
2022

Larissa Fornitano

**Estrutura da comunidade de carnívoros em paisagens
fragmentadas do Cerrado e Mata Atlântica**

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Rita de Cassia Bianchi

São José do Rio Preto
2022

F727e

Fornitano, Larissa

Estrutura da comunidade de carnívoros em paisagens fragmentadas do Cerrado e Mata atlântica / Larissa Fornitano.

-- São José do Rio Preto, 2022

147 f. : il., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto

Orientadora: Rita de Cassia Bianchi

1. Ecologia. 2. Mamíferos. 3. Carnívoros. 4. Modelagem de ocupação. 5. Áreas fragmentadas. I. Título.

Larissa Fornitano

**Estrutura da comunidade de carnívoros em paisagens
fragmentadas do Cerrado e Mata Atlântica**

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Rita de Cassia Bianchi
UNESP – Câmpus de Jaboticabal
Orientadora

Prof. Dr. Tadeu Gomes de Oliveira
UEMA – Universidade Estadual do Maranhão

Prof. Dr. Marcelo Magioli
ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Prof^a. Dr^a. Fernanda Michalski
UNIFAP – Universidade Federal do Amapá

Prof. Dr. Luciano Martins Verdade
USP – Câmpus de Piracicaba

São José do Rio Preto
01 de novembro de 2022

Ao meu **amado** filho, **Francisco**, com todo o meu amor,
dedico.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Luiz Antonio e Lígia, por plantarem em mim a semente da educação, com o incentivo desde criança à me dedicar e conquistar uma carreira profissional, e por terem me dado a liberdade de escolher a Biologia como profissão. À minha mãe, em especial, por cuidar do Francisco para que eu pudesse me dedicar às atividades acadêmicas. Ao meu pai, por despertar em mim, ainda criança, o desejo pela carreira acadêmica. Agradeço por terem acreditado na minha capacidade e não desistirem de mim, além do suporte financeiro e emocional em toda a minha jornada. Vocês tem a minha eterna gratidão por me proporcionarem a realização desse sonho e por participarem dele junto comigo.

Ao meu marido Henrique, pelo incentivo em seguir em frente e não desistir durante o caminho. Agradeço principalmente pela paciência, compreensão e apoio nos momentos difíceis. Em todos os momentos que fraquejei, você estava lá para me dizer o quanto todo o esforço valeria a pena, segurava a minha mão e me colocava de volta no meu propósito.

Ao meu grande amor, Francisco, por quem tudo vale a pena. É por você que eu me ergo todos os dias e sigo em frente na busca de um mundo melhor. Somente você é capaz de despertar o melhor de mim e à você eu prometo todo o meu amor, eterno e incondicional.

Ao meu irmão Bruno no qual eu sempre me espelho pelo amor à profissão.

À minha orientadora Rita de Cassia Bianchi, todo o meu respeito e gratidão. Obrigada pela paciência, por confiar a mim este trabalho e por todo conhecimento e experiência compartilhados.

A todos os membros do Laboratório de Ecologia de Mamíferos da UNESP FCAV por todas as discussões, ideias e opiniões, além da amizade sincera. Em especial ao Rômulo e Jéssica, sem os quais parte deste trabalho não seria possível, minha eterna gratidão pela ajuda no trabalho e por todo companheirismo e parceria nessa empreitada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, à qual agradeço pelo suporte financeiro.

RESUMO

A distribuição e ocorrência das espécies na paisagem são influenciadas pelas condições e disponibilidade dos recursos. A fragmentação do hábitat pode causar a redução ou eliminação desses recursos levando a diminuição ou desaparecimento de populações e espécies. Algumas interações como a predação e competição também podem ser influenciadas pela redução e eliminação dos recursos, sobretudo entre espécies filogeneticamente próximas, e podem afetar adversamente as espécies interferindo nas suas distribuições e ocupação. O objetivo foi avaliar a estrutura da comunidade de mamíferos carnívoros de áreas fragmentadas do Cerrado e Mata Atlântica e entender como a perda e fragmentação dos habitats influenciam a ocorrência e distribuição destas espécies nestas áreas. Foram utilizados dados de armadilhas fotográficas coletados entre 2012 e 2017 em 19 fragmentos de oito Unidades de Conservação do Cerrado e Mata Atlântica do Estado de São Paulo. O primeiro capítulo teve como objetivo investigar a influência das características do habitat, disponibilidade de recursos, abundância relativa de cães-domésticos e infraestrutura humana na ocupação de carnívoros selvagens e domésticos. A ocupação dos carnívoros foi influenciada pelas pastagens, culturas perenes, culturas anuais, distância de áreas urbanas, tamanho dos fragmentos, disponibilidade de presas e cobertura de vegetação nativa aberta e florestais. No segundo capítulo avaliei como as variáveis da paisagem e disponibilidade de recursos afetam a co-ocorrência dos carnívoros silvestres entre si e com o cão-doméstico, para entender a interferência das espécies de maior porte nas espécies menores e dos cães-domésticos nos carnívoros silvestres. Boa parte das espécies de menor porte não co-ocorreu com as de maior porte. As variáveis relacionadas às culturas agrícolas influenciaram a co-ocorrência apenas entre carnívoros silvestres e cão-doméstico, e entre as espécies de carnívoros silvestres a co-ocorrência foi influenciada por variáveis de infraestrutura humana e floresta nativa. O objetivo do terceiro capítulo foi avaliar o efeito da estrutura da vegetação e áreas urbanas do entorno dos fragmentos, e do tamanho e isolamento dos fragmentos na diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte. A diversidade funcional foi positivamente relacionada com o tamanho dos fragmentos, com a porcentagem de floresta nativa e com a porcentagem de cultura perene. Os resultados trazem importantes informações acerca do impacto das ações antrópicas nas comunidades de mamíferos, sobretudo nas espécies de

carnívoros. Embora algumas agriculturas tenham se mostrado importantes para a ocupação de alguns carnívoros, a antropização dos habitats se mostrou um importante fator de influência nas relações intra-guildas e na diversidade funcional de mamíferos, destacando a importância das áreas protegidas e áreas de vegetação nativa além dos limites das Unidades de Conservação para a preservação das espécies.

Palavras-chave: Ocupação. Co-ocorrência. Carnívoros. Diversidade funcional. Áreas protegidas.

ABSTRACT

The distribution and occurrence of species in the landscape are influenced by the conditions and availability of resources. Habitat fragmentation can cause the reduction or elimination of these resources leading to the decrease or disappearance of populations and species. Some interactions such as predation and competition can also be influenced by the reduction and elimination of resources, especially between phylogenetically close species, and can adversely affect species by interfering with their distributions and occupation. Our aim was assess the community structure of carnivores mammals from fragmented areas of the Cerrado and Atlantic Forest and understand how habitat loss and fragmentation influence the occurrence and distribution of these species in these areas. Data from camera traps were collected between 2012 and 2017 in 19 fragments of eight Cerrado and Atlantic Forest protected areas in the State of São Paulo. The first chapter aimed to investigate the influence of habitat characteristics, resource availability, relative abundance of domestic dogs and human infrastructure on the wild and domestic carnivores occupancy. The carnivores occupancy was influenced by pastures, perennial crops, annual crops, distance from urban areas, fragment size, prey availability and cover of open and forest native vegetation. In the second chapter, I evaluated how landscape variables and resource availability affect the co-occurrence of wild carnivores with each other and with the domestic dog, to understand the interference of larger species in smaller species and of domestic dogs in wild carnivores. Most of the smaller species did not co-occur with the larger ones. Variables related to agricultural crops influenced co-occurrence only between wild carnivores and domestic dogs, and among wild carnivore species the co-occurrence was influenced by variables of human infrastructure and native forest. The objective of the third chapter was to evaluate the effect of the vegetation structure and urban areas surrounding the fragments, and the size and isolation of the fragments on the functional diversity of medium and large mammals. Functional diversity was positively related to fragment size, percentage of native forest and percentage of perennial culture. Our results provide important information about the impact of human actions on mammalian communities, especially on carnivorous species. Although some agricultures have been shown to be important for the occupancy of some carnivores, I emphasize how much the habitats anthropization influences intra-guild relationships and the functional diversity of mammals, and highlight the importance of

protected areas and areas of native vegetation beyond the limits of the protected areas for the preservation of species.

Keywords: Occupancy. Co-occurrence. Carnivores. Functional diversity. Protected areas.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

MANUSCRITO 1

- Figura 1. Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 nas regiões norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo. 37
- Figura 2. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Canis familiaris* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 42
- Figura 3. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação para *Cerdocyon thous* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 43
- Figura 4. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% do modelo de ocupação de *Chrysocyon brachyurus* em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 44
- Figura 5. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Conepatus semistriatus* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 45
- Figura 6. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Eira barbara* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 46
- Figura 7. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Leopardus pardalis* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 47

Figura 8. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% do modelo de ocupação de *Nasua nasua* que adicionou parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 47

Figura 9. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Procyon cancrivorus* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 48

Figura 10. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação para *Puma concolor* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 49

MANUSCRITO 2

Figura 1. Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 nas regiões norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo. 75

Figura 2. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de co-ocorrência entre *Canis familiaris* e carnívoros silvestres que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 81

Figura 3. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de co-ocorrência entre *Chrysocyon brachyurus* e *Leopardus pardalis* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 82

MANUSCRITO 3

Figura 1. Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 nas regiões norte, nordeste e centro-sul do estado de São Paulo. 94

Figura 2. Valor predito com intervalo de confiança de 95% para a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte em relação ao 101

tamanho dos fragmentos, porcentagem de floresta nativa e porcentagem de cultura perene no entorno dos fragmentos em Unidades de Conservação no estado de São Paulo, Brasil.

Figura 3. Dispersão dos fragmentos amostrados e guildas tróficas em relação ao tamanho dos fragmentos (Área), porcentagem de floresta nativa (Floresta nativa), porcentagem de cultura perene (Cultura perene) e diversidade funcional (FD) em Unidades de Conservação no estado de São Paulo, Brasil. EEJ: Estação Ecológica Jataí; EESB: Estação Ecológica Santa Bárbara, fragmentos 1 e 2; EESR: Estação Experimental Santa Rita do Passa Quatro, fragmentos 1 a 3; FEB: Floresta Estadual Bebedouro; PEFBJ: Parque Estadual Furnas do Bom Jesus; PEPF: Parque Estadual Porto Ferreira; PEV: Parque Estadual Vassununga, fragmentos 1 a 5; RBAR: Reserva Biológica “Augusto Ruschi”, fragmentos 1 a 4. 102

APÊNDICE A

Figura 1. Buffers criados a 1,5 km do centro de cada local amostrado e dos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no estado de São Paulo, Brasil. 119

APÊNDICE B

Figura 1. Matriz de correlação entre as variáveis utilizadas para quantificar a ocupação (ψ) e a probabilidade de detecção (p) dos carnívoros registrados nos fragmentos de Unidades de Conservação amostrados no Estado de São Paulo, Brasil. Utilizando a análise de correlação de *Spearman*, valores com correlação acima de 60% não foram incluídos no mesmo modelo. 140

APÊNDICE C

Figura 1. Correlação entre as variáveis utilizadas para avaliar a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte nas Unidades de Conservação do estado de São Paulo, Brasil. 146

LISTA DE TABELAS

MANUSCRITO 1

Tabela 1. Descrição das variáveis utilizadas para avaliar a probabilidade de ocupação (ψ) e a probabilidade de detecção (p) de carnívoros em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 39

Tabela 2. Valores estimados (β) e intervalo de confiança de 85% para as variáveis que explicaram a probabilidade de ocupação (ψ) e detecção (p) dos carnívoros amostrados em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 50

MANUSCRITO 2

Tabela 1. Descrição das variáveis utilizadas para avaliar a co-ocorrência entre carnívoros em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 77

Tabela 2. Valores estimados (β) e intervalo de confiança de 85% para as variáveis que explicaram a probabilidade de ocupação (ψ) dos carnívoros na presença e ausência de *Canis familiaris* amostrados em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 79

MANUSCRITO 3

Tabela 1. Descrição das variáveis utilizadas para avaliar a diversidade funcional de mamíferos em fragmentos de Unidades de Conservação do estado de São Paulo, Brasil. 95

Tabela 2. Traços funcionais dos mamíferos de médio e grande porte registrados em Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, Brasil. 97

Tabela 3. Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas de outubro/2012 a agosto/2017 nos dezenove fragmentos distribuídos em oito Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, 98

Brasil. LC: Pouco preocupante; NT: Quase ameaçada; DD: Dados insuficientes; VU: Vulnerável; EN: Em perigo. *Espécie doméstica.

Tabela 4. Modelos lineares generalizados para a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte em relação às variáveis ambientais em fragmentos de Unidades de Conservação do Estado de São Paulo. 101

APÊNDICE A

Tabela 1. Tamanho dos fragmentos, número de sítios amostrados e de armadilhas-fotográficas, esforço amostral e carnívoros registrados nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 no Estado de São Paulo. 120

APÊNDICE B

Tabela 1. Lista das espécies consideradas potenciais presas dos carnívoros registrados nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no Estado de São Paulo, Brasil. 125

Tabela 2. Modelos de ocupação e detecção *single-species* melhores ranqueados para carnívoros em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 130

Tabela 3. Modelos de co-ocorrência usados para avaliar as interações interespecíficas do uso da paisagem de carnívoros silvestres entre si e com cães-domésticos, em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. 137

APÊNDICE C

Tabela 1. Tamanho dos fragmentos, número de sítios amostrados e de armadilhas-fotográficas, e esforço amostral nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 no Estado de São Paulo. 146

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ΔAICc	Diferença no critério de informação de Akaike para pequenas amostras comparado com o primeiro modelo do ranking
ABERTAfrag	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
ABERTAsítio	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado
ÁGUAext	Extensão em km de corpos d'água no buffer de 1,5km a partir da borda do fragmento
ÁGUAdist	Distância linear em metros do sítio amostrado até o corpo d'água mais próximo
AICc	Critério de Informação de Akaike corrigido
ANUALfrag	Porcentagem de cultura anual em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
ANUALsítio	Porcentagem de cultura anual em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado
AREAha	Tamanho dos fragmentos em hectares
BR	Brasil
CDOM	Total de registros de <i>Canis familiaris</i> dividido pelo esforço amostral em cada ponto amostrado
CBERS-4	China-Brazil Earth Resources Satellite (Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres)
DD	Dados insuficientes
DIAS	Dia ordinal do ano no início da ocasião de amostragem

EEJ	Estação Ecológica Jataí
EESB	Estação Ecológica Santa Bárbara
EESR	Estação Experimental de Santa Rita do Passa Quatro
EN	Em perigo
ESFORÇO	Número total de armadilhas-dia de cada sítio amostrado.
FD	Diversidade Funcional
FEB	Floresta Estadual de Bebedouro
FLORESTAfrag	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
FLORESTAsítio	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado
GLM	Generalized Linear Models (Modelos Lineares Generalizados).
IC	Intervalo de confiança
ISOL	Distância euclidiana da borda do fragmento até a borda da área de vegetação nativa mais próxima
IUCN	International Union for Conservation of Nature (União Internacional para Conservação da Natureza).
LC	Pouco preocupante.
MUX	Câmera Multiespectral Regular
Neg2ll	Desvio do modelo, estimado como $-2\text{Log}(\text{Likelihood})$.
Npar	Número de parâmetros do modelo.
NT	Quase ameaçada
PAN	Câmera Pancromática e Multiespectral.

PASTOfrag	Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
PASTOsítio	Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado
PCA	Análises de Componentes Principais
PEFBJ	Parque Estadual Furnas do Bom Jesus
PEPF	Parque Estadual Porto Ferreira
PERENEfrag	Porcentagem de cultura perene em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
PERENEsítio	Porcentagem de cultura perene em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado
PEV	Parque Estadual de Vassununga
PREC	Precipitação média mensal em milímetros do município onde está localizado o fragmento
PRESAS	Total de presas potenciais de cada espécie dividido pelo esforço de amostragem em cada sítio amostrado para calcular um índice de abundância relativa de presas
RBAR	Reserva Biológica “Augusto Ruschi”
RGB	Red, Green e Blue (vermelho, verde e azul)
RODist	Distância linear em metros de cada sítio amostrado até a rodovia mais próxima
SILVICfrag	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
SILVICsítio	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km do sítio amostrado do centroide
SP	São Paulo

TEMP	Temperatura média mensal em graus Celsius do município onde está localizado o fragmento
UCs	Unidades de Conservação
UPGMA	Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages (Método de Grupo de Pares Não Ponderados usando médias Aritméticas)
URBANA%	Porcentagem de área urbana em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento
URBANAdist	Distância linear em metros do sítio amostrado até a área urbana mais próxima
VU	Vulnerável
w	Peso do modelo de Akaike
Cum w	Peso acumulado do modelo
ψA	Ocupação da espécie A
ψB	Ocupação da espécie B
ψBa	Ocupação da espécie B quando a espécie A está ausente
ψBA	Ocupação da espécie B quando a espécie A está presente
Cwb	Clima subtropical de altitude
Aw	Tropical úmido

LISTA DE SÍMBOLOS

Km²	Kilômetro quadrado
%	Porcentagem
ha	Hectare
~	Aproximadamente
km	Kilômetro
ψ	Probabilidade de ocupação
p	Probabilidade de detecção
β	Beta
Δ	Delta
=	Igual
\leq	Menor ou igual
Kg	Kilograma
p	Probabilidade de significância
+	Adição
°	Grau
'	Minuto

S Sul

W Oeste

°C Grau Celsius

mm Milímetro

“ Segundo

sp Espécie

≥ Maior ou igual

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	25
2.1. Objetivos gerais	25
2.2. Objetivos específicos	26
2.3. Hipóteses gerais	26
REFERÊNCIAS	27
MANUSCRITO 1: OCUPAÇÃO DE CARNÍVOROS EM ÁREAS FRAGMENTADAS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA	32
1. INTRODUÇÃO	33
2. MATERIAL E MÉTODOS	36
2.1. Área de estudo	36
2.2. Coleta de dados	37
2.3. Análise dos dados	41
3. RESULTADOS	41
4. DISCUSSÃO	54
REFERÊNCIAS	59
MANUSCRITO 2: CO-OCORRÊNCIA DE CARNÍVOROS EM ÁREAS FRAGMENTADAS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA	71
1. INTRODUÇÃO	72
2. MATERIAL E MÉTODOS	74
2.1. Área de estudo	74
2.2. COLETA DE DADOS	75
2.3. ANÁLISE DOS DADOS	76
3. RESULTADOS	78
4. DISCUSSÃO	82
REFERÊNCIAS	85
MANUSCRITO 3: DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM RELAÇÃO ÀS CARACTERÍSTICAS DO ENTORNO DE ÁREAS FRAGMENTADAS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA	89
1. INTRODUÇÃO	90
2. MATERIAL E MÉTODOS	93
2.1. Área de estudo	93

2.2. Coleta de dados	94
2.3. Análise dos dados	96
3. RESULTADOS	97
4. DISCUSSÃO	102
REFERÊNCIAS	105
APÊNDICE A - Descrição das Unidades de Conservação, figura ilustrando os buffers criados no entorno de cada fragmento e tabela com o tamanho e esforço amostral dos fragmentos avaliados de outubro/2012 a agosto/2017 no Cerrado e Mata Atlântica do Estado de São Paulo.	116
REFERÊNCIAS	123
APÊNDICE B - Lista das espécies consideradas potenciais presas dos carnívoros registrados, tabela com os modelos melhores ranqueados de ocupação e detecção das espécies de carnívoros, tabela com os modelos melhores ranqueados de co-ocorrência entre carnívoros e figura ilustrando a correlação das variáveis utilizadas para avaliar a ocupação e co-ocorrência de carnívoros nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no Estado de São Paulo, Brasil.	125
REFERÊNCIAS	141
APÊNDICE C - Figura ilustrando a correlação das variáveis utilizadas para avaliar a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte e tabela com informações sobre tamanho dos fragmentos, número de pontos amostrados e de armadilhas fotográficas e esforço amostral nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no Estado de São Paulo, Brasil.	146

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado e a Mata Atlântica são regiões consideradas hotspots, ou seja, estão entre as 25 áreas do mundo consideradas críticas para a conservação da biodiversidade devido à sua riqueza, endemismo e à forte pressão antrópica que sofrem (MYERS, 1988; MYERS et al., 2000). Os remanescentes de vegetação nativa da Mata Atlântica somam apenas 28% (REZENDE et al., 2018) em todo o território brasileiro e o Estado de São Paulo, perdeu entre 1985 e 2020 3,6% de florestas de Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2022a). A situação do Cerrado não é diferente e a devastação do bioma segue a mesma direção da Mata Atlântica. Conhecido como a savana mais rica do mundo, o Cerrado abriga cerca de 250 espécies de mamíferos e possui a maior diversidade de carnívoros (GUTIÉRREZ; MARINHO-FILHO, 2017; MARINHO-FILHO; RODRIGUES; JUAREZ, 2002; PAGLIA et al. 2012,), mas até 2021 o bioma já havia perdido cerca de 21% da sua área original (MAPBIOMAS, 2022b). No Estado de São Paulo o Cerrado sofreu intensa perda e fragmentação de suas áreas e apresenta atualmente menos de 17% da cobertura vegetal original (MAPBIOMAS, 2022b).

A Mata Atlântica e o Cerrado sofreram com as crescentes e intensas ações antrópicas nas últimas décadas e atualmente são encontrados em uma paisagem composta por fragmentos de vegetações nativas de vários tamanhos, inseridos em uma matriz constituída de áreas urbanas, agricultura, agropecuária e rodovias (MAPBIOMAS, 2022c; PAGLIA; FERNANDEZ; DE MARCO JR, 2006; RICKETTS, 2001). Esta nova conformação da paisagem pode causar a diminuição e o desaparecimento de populações e espécies em decorrência da eliminação dos recursos necessários para os organismos (KRONKA et al., 2005; PAGLIA; FERNANDEZ; DE MARCO JR, 2006; PAVIOLO et al., 2016).

Um dos efeitos da redução na disponibilidade de recursos nas comunidades animais pode ser a competição entre duas ou mais espécies por recursos utilizados de maneira semelhante (SCHOENER, 1974). A competição pode ocorrer quando uma espécie reduz a disponibilidade de um recurso compartilhado com outras (competição por exploração) ou quando interfere na habilidade de outras espécies acessarem esses recursos, através de interações comportamentais (competição por interferência) (GUREVITCH; MORRISON; HEDGES, 2000; HUNTER, 2008; LINNELL; STRAND, 2000).

No caso específico de mamíferos da ordem Carnívora, diversos estudos demonstram que muitas espécies são influenciadas adversamente por outros membros da guilda, seja através de predação intra-guilda ou através de competição (CARO; STONER, 2003; CREEL; CREEL, 1996; FEDRIANI et al., 2000; LINNELL; STRAND, 2000; RAY; SUNQUIST, 2001). Alguns estudos têm documentado o efeito de interações entre carnívoros, com implicações importantes sobre as espécies ameaçadas de extinção (BIANCHI et al., 2021; DI BITETTI et al., 2010; DRÖGE et al., 2017; GROOM; LANNAS; JACKSON, 2017; NGOPRASERT et al., 2012; TORRETTA et al., 2016). Essas interações podem ser negativas e parecem ter influência na distribuição e abundância de espécies menos dominantes (DRÖGE et al., 2017; RAMESH; KALLE; DOWNS, 2017; TORRETTA et al., 2016).

Para evitar os efeitos deletérios das interações intraguilda, as espécies podem ajustar seu comportamento de maneira que a coexistência com outras espécies seja possível e, são estes ajustes que, evolutivamente, podem atuar na separação de nichos, na diversificação e na especialização das espécies (CHESSON, 2000; CONNELL; CONNELL, 1961). Dentre as mudanças comportamentais estão a diferenciação no uso dos recursos alimentares, a segregação temporal e a associação interespecífica através da co-ocorrência ou da segregação espacial (LINNELL; SWENSON; ANDERSEN, 2000; ŠÁLEK et al., 2013).

De um modo geral, existe uma correlação negativa entre o tamanho corporal do predador e sua densidade (CARBONE; GITTLEMAN, 2002), entretanto, a predação e a competição interespecífica podem influenciar fortemente a densidade populacional de carnívoros (CARBONE; GITTLEMAN, 2002b; MILLS; GORMAN, 1997). Além disso, os carnívoros podem ter uma forte associação com características do habitat específicas e, portanto, esta relação do habitat na ocupação das espécies pode ser afetada em função de interações, como predação e competição (CARROLL, 2007; KAYS; GOMPPER; RAY, 2008; LESMEISTER; GOMPPER; MILLSPAUGH, 2009). Dessa forma, uma vez que a distribuição e ocorrência das espécies são influenciadas tanto pelas relações interespecíficas quanto pelas características do habitat, ambas interações devem ser consideradas na avaliação da ocupação dos habitats pelas espécies (GOMPPER et al., 2016).

Os efeitos da perda e fragmentação dos habitats nos carnívoros podem ser ainda mais intensos uma vez que estes animais possuem áreas de vida maiores do que as demais espécies de mamíferos para suprir suas necessidades energéticas,

como a onça-parda com área de vida de 32 a 155 km² (CRAWSHAW JR; QUIGLEY, 1989) e o lobo-guará com 80 km² (JÁCOMO et al., 2004). Entretanto, os estudos sobre como a estrutura do hábitat influencia a ocupação por estas espécies ainda são escassos no Cerrado e Mata Atlântica, sobretudo no estado de São Paulo. Para entender como as espécies selecionam os habitats a partir de características ambientais, a modelagem de ocupação vem sendo amplamente utilizada (GIBSON; WILSON; ABERTON, 2004; NAGY-REIS et al., 2017; SARMENTO et al., 2011), uma vez que procura incorporar a variação espacial e a probabilidade de detecção para compreender os fatores que interferem na ocupação das espécies (MACKENZIE, 2006).

A fragmentação dos habitats e as ações antrópicas também podem resultar na perda da diversidade funcional uma vez que podem empobrecer a diversidade de espécies e as funções ecológicas em uma comunidade (AHUMADA et al., 2011; FLYNN et al., 2009; LI et al., 2021; MAGIOLI et al., 2015, 2016). Definida como 'o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades' (TILMAN, 2001), a diversidade funcional tem papel importante nos processos das comunidades, uma vez que a perda de espécies com características únicas pode ter impactos mais expressivos do que a extinção de espécies com características redundantes (CHICHORRO; JUSLÉN; CARDOSO, 2019; VIOLLE et al., 2017).

Diante dos efeitos da fragmentação dos habitats nas comunidades animais, avaliar como os mamíferos carnívoros respondem a intensa perda e fragmentação dos habitats em biomas intensamente devastados, como o Cerrado e a Mata Atlântica, é o primeiro passo para conhecer como estes impactos estão afetando a ocupação dos habitats por estas espécies em diferentes cenários. Além disso, uma vez que a diversidade funcional combina um abrangente conjunto de características de cada grupo de espécies, como a dieta, o período de atividades, comportamento e etc., compreender a importância de cada espécie é fundamental para a indicação de áreas prioritárias para a conservação.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

2.1.1. Avaliar a estrutura da comunidade de mamíferos carnívoros de áreas fragmentadas do Cerrado e Mata Atlântica;

2.1.2. Entender como a perda e fragmentação dos habitats influenciam a ocorrência e distribuição das espécies de carnívoros em áreas do Cerrado e Mata Atlântica;

2.2. Objetivos específicos

2.2.1. Avaliar a influência das características do habitat, disponibilidade de recursos, abundância relativa de cães-domésticos e infraestrutura humana na ocupação de carnívoros selvagens e domésticos em fragmentos de Unidades de Conservação do Estado de São Paulo;

2.2.2. Avaliar a co-ocorrência de mamíferos carnívoros para entender como o habitat utilizado pelas espécies de menor porte é afetado pela presença de espécies maiores, e qual o impacto do cão-doméstico no uso da paisagem dos carnívoros selvagens em fragmentos de Unidades de Conservação do Estado de São Paulo;

2.2.3. Avaliar como a estrutura da vegetação e as áreas urbanas do entorno dos fragmentos, o tamanho e isolamento dos fragmentos, afetam a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Unidades de Conservação do Estado de São Paulo.

2.3. Hipóteses gerais

2.3.1. “A ocupação de mamíferos carnívoros é afetada pela disponibilidade de recursos, pelo tipo de vegetação, pelas áreas urbanas e rodovias, e pelo tamanho e isolamentos dos fragmentos”;

2.3.2. “O uso da paisagem de mamíferos carnívoros é afetado pelas relações competitivas entre as espécies”;

2.3.3. “Áreas menores, mais isoladas e antropizadas tem efeito na diversidade funcional de mamíferos”.

REFERÊNCIAS

- AHUMADA, J. A.; SILVA, C. E. F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; MCWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W. R.; WINARNI, N.; ANDELMAN, S. J. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2703–2711, 2011.
- BIANCHI, R.; JENKINS, J. M. A.; LESMEISTER, D. B.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C. S.; FORNITANO, L.; DE OLIVEIRA, M. Y.; DE MORAIS, K. D. R.; RIBEIRO, R. L. A.; GOMPPER, M. E. Tayra (*Eira barbara*) landscape use as a function of cover types, forest protection, and the presence of puma and free-ranging dogs. **Biotropica**, 2021.
- CARBONE, C.; GITTLEMAN, J. L. A common rule for the scaling of carnivore density. **Science**, v. 295, n. 5563, p. 2273–2276, 2002. a.
- CARBONE, C.; GITTLEMAN, J. L. A common rule for the scaling of carnivore density. **Science (New York, N.Y.)**, v. 295, n. 5563, p. 2273–6, 2002. b. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11910114>. Acesso em: 7 maio. 2014.
- CARO, T. M.; STONER, C. J. The potential for interspecific competition among African carnivores. **Biological Conservation**, v. 110, n. 1, p. 67–75, 2003.
- CARROLL, C. Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on carnivore populations at the range margin: marten and lynx in the northern Appalachians. **Conservation biology**, v. 21, n. 4, p. 1092–1104, 2007.
- CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 31, n. 1, p. 343–366, 2000.
- CHICHORRO, F.; JUSLÉN, A.; CARDOSO, P. A review of the relation between species traits and extinction risk. **Biological Conservation**, v. 237, n. June, p. 220–229, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.001>
- CONNELL, J. H.; CONNELL, J. H. The Influence of Interspecific Competition and Other Factors on the Distribution of the Barnacle *Chthamalus Stellatus*. **Ecology**, v. 42, n. 4, p. 710–723, 1961.
- CRAWSHAW JR, P. G.; QUIGLEY, H. B. Note on ocelot movement and activity in the pantanal region, Brazil. **Biotropica**, v. 21, n. 4, p. 377–379, 1989.
- CREEL, S.; CREEL, N. M. Limitation of African wild dogs by competition with larger carnivores. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 526–538, 1996.
- DI BITETTI, M. S.; DE ANGELO, C. D.; DI BLANCO, Y. E.; PAVIOLO, A. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. **Acta Oecologica**, v. 36, n. 4, p. 403–412, 2010.

DRÖGE, E.; CREEL, S.; BECKER, M. S.; M'SOKA, J. Spatial and temporal avoidance of risk within a large carnivore guild. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 1, p. 189–199, 2017.

FEDRIANI, J. M.; FULLER, T. K.; SAUVAJOT, R. M.; YORK, E. C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia**, v. 125, n. 2, p. 258–270, 2000.

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

GIBSON, L. A.; WILSON, B. A.; ABERTON, J. G. Landscape characteristics associated with species richness and occurrence of small native mammals inhabiting a coastal heathland: A spatial modelling approach. **Biological Conservation**, v. 120, n. 1, p. 75–89, 2004.

GOMPPER, M. E.; LESMEISTER, D. B.; RAY, J. C.; MALCOLM, J. R.; KAYS, R. Differential Habitat Use or Intraguild Interactions: What Structures a Carnivore Community? **PloS one**, v. 11, n. 1, 2016.

GROOM, R. J.; LANNAS, K.; JACKSON, C. R. The impact of lions on the demography and ecology of endangered African wild dogs. **Animal Conservation**, v. 20, n. 4, p. 382–390, 2017.

GUREVITCH, J.; MORRISON, J.; HEDGES, L. The Interaction between Competition and Predation: A Meta-analysis of Field Experiments. **The American naturalist**, v. 155, n. 4, p. 435–453, 2000. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10753073>

GUTIÉRREZ, E. E., MARINHO-FILHO, J. S. The mammalian faunas endemic to the Cerrado and Caatinga. **ZooKeys**, v. 644, p. 105–157, 2017. <http://doi.10.3897/zookeys.644.10827>

HUNTER, J. S. **Adaptations to Intraguild Competition in Mesocarnivores**. ProQuest, 2008.

JÁCOMO, A. T. de A.; KASHIVAKURA, C. K.; FERRO, C.; FURTADO, M. M.; ASTETE, S. P.; TÔRRES, N. M.; SOLLMANN, R.; SILVEIRA, L. Home Range and Spatial Organization of Maned Wolves in the Brazilian Grasslands. **Journal of Mammalian Evolution**, v. 90, n. 1, p. 150–157, 2004.

KAYS, R. W.; GOMPPER, M. E.; RAY, J. C. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. **Ecological Applications**, v. 18, n. 4, p. 1014–1027, 2008.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S. I.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G. D.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. Inventário Florestal da

Vegetação Natural do Estado de São Paulo. **Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo**, p. 68–137, 2005.

LESMEISTER, D. B.; GOMPPER, M. E.; MILLSPAUGH, J. J. Habitat selection and home range dynamics of eastern spotted skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. **The Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 1, p. 18–25, 2009.

LI, X.; HU, W.; BLEISCH, W. V.; LI, Q.; WANG, H.; LU, W.; SUN, J.; ZHANG, F.; TI, B.; JIANG, X. Functional diversity loss and change in nocturnal behavior of mammals under anthropogenic disturbance. **Conservation Biology**, n. September, p. 1–13, 2021.

LINNELL, J. D. C.; STRAND, O. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. **Diversity and Distributions**, v. 6, n. 4, p. 169–176, 2000.

LINNELL, J. D. C.; SWENSON, J. O. N. E.; ANDERSEN, R. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests : large carnivores as flagships , umbrellas , indicators , or keystones ? p. 857–868, 2000.

MACHADO, R. B., M. B. RAMOS NETO, P. G. P. PEREIRA, E. F. CALDAS, D. A. GONÇALVES, N. S. SANTOS, K. TABOR, M. S. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Conservation International do Brasil, Brasília**, 2004.

MACKENZIE, D. I. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence**. Academic Press, 2006.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. de B.; SETZ, E. Z. F.; PERCEQUILLO, A. R.; RONDON, M. V. de S. S.; KUHNEN, V. V.; CANHOTO, M. C. da S.; DOS SANTOS, K. E. A.; KANDA, C. Z.; FREGONEZI, G. de L.; DO PRADO, H. A.; FERREIRA, M. K.; RIBEIRO, M. C.; VILLELA, P. M. S.; COUTINHO, L. L.; RODRIGUES, M. G. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.

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

MAPBIOMAS. Mata Atlântica da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2022a. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>

MAPBIOMAS. Cerrado da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2022b. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>

MAPBIOMAS. Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2022c. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F. H. G.; JUAREZ, K. M. The Cerrado Mammals: Diversity, Ecology, and Natural History. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS,

R. J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 266–284.

MILLS, M. G. L.; GORMAN, M. L. Factors affecting the density and distribution of wild dogs in the Kruger National Park. **Conservation Biology**, v. 11, n. 6, p. 1397–1406, 1997.

MYERS, N. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 187–208, 1988.

MYERS, N.; MITTERMELER, R. A.; MITTERMELER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAGY-REIS, M. B.; NICHOLS, J. D.; CHIARELLO, A. G.; RIBEIRO, M. C.; SETZ, E. Z. F. Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. **PLoS ONE**, v. 12, n. 1, p. 1–22, 2017.

NGOPRASERT, D.; LYNAM, A. J.; SUKMASUANG, R.; TANTIPISANUH, N.; CHUTIPONG, W.; STEINMETZ, R.; JENKS, K. E.; GALE, G. a.; GRASSMAN, L. I.; KITAMURA, S.; HOWARD, J.; CUTTER, P.; CUTTER, P.; LEIMGRUBER, P.; SONGSASEN, N.; REED, D. H. Occurrence of Three Felids across a Network of Protected Areas in Thailand: Prey, Intraguild, and Habitat Associations. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 810–817, 2012. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.2012.00878.x>

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE MARCO JR, P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes. **Biologia da Conservação: Essências. São Carlos, SP: RIMA Editora**, 2006.

PAGLIA, A. P., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., HERMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., TAVARES, V. C., MITTERMEIER, R. A. PATTON, J. L. Annotated checklist of Brazilian mammals. **Occasional Papers in Conservation Biology**, v. 6, p. 1–76, 2012.

PAVIOLO, A.; ANGELO, C. De; FERRAZ, K. M. P. M. B.; MORATO, R. G.; PARDO, J. M.; SRBEK-ARAUJO, A. C.; BEISIEGEL, B. D. M.; LIMA, F.; SANA, D.; XAVIER, M.; VELÁZQUEZ, M. C.; CULLEN, L.; JR, P. C.; EIZIRIK, E.; AIDE, T. M.; CRUZ, P.; PERILLI, M. L. L.; SOUZA, A. S. M. C. A biodiversity hotspot losing its top predator : The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Nature Publishing Group**, n. May, p. 1–16, 2016.

RAMESH, T.; KALLE, R.; DOWNS, C. T. Staying safe from top predators: patterns of co-occurrence and inter-predator interactions. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 71, n. 2, 2017.

RAY, J.; SUNQUIST, M. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. **Oecologia**, v. 127, n. 3, p. 395–408, 2001.

REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI, M., FONSECA, G. A., MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 29 abr. 2014.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

ŠÁLEK, M.; ČERVINKA, J.; PADYŠÁKOVÁ, E.; KREISINGER, J. Does spatial co-occurrence of carnivores in a Central European agricultural landscape follow the null model? **European Journal of Wildlife Research**, v. 60, n. 1, p. 99–107, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10344-013-0755-2>. Acesso em: 12 maio. 2014.

SARMENTO, P. B.; CRUZ, J.; EIRA, C.; FONSECA, C. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. **European Journal of Wildlife Research**, v. 57, n. 1, p. 119–131, 2011.

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

TILMAN, D. Functional diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109–121, 2001.

TORRETTA, E.; SERAFINI, M.; PUOPOLO, F.; SCHENONE, L. Spatial and temporal adjustments allowing the coexistence among carnivores in Liguria (N-W Italy). **Acta Ethologica**, v. 19, n. 2, p. 123–132, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10211-015-0231-y>

VIOLLE, C.; THUILLER, W.; MOUQUET, N.; MUNOZ, F.; KRAFT, N. J. B.; CADOTTE, M. W.; LIVINGSTONE, S. W.; MOUILLOT, D. Functional Rarity: The Ecology of Outliers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 32, n. 5, p. 356–367, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.002>

MANUSCRITO 1: OCUPAÇÃO DE CARNÍVOROS EM ÁREAS FRAGMENTADAS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA

RESUMO

A ocorrência de espécies na paisagem é influenciada pelas características do habitat, como estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos, e por espécies competidoras. As interferências antrópicas são cada vez mais frequentes e causam a fragmentação do habitat que reduz ou elimina os recursos necessários, levando ao declínio ou desaparecimento de populações e espécies. Entre os carnívoros, variáveis como características da vegetação, disponibilidade de presas, presença de outros carnívoros e infraestrutura humana apresentam fortes associações com a ocupação das espécies. No entanto, a relação entre essas variáveis e a ocupação de carnívoros em paisagens fragmentadas ainda é pouco compreendida. O objetivo deste estudo foi investigar a influência das características do habitat, disponibilidade de recursos, abundância relativa de espécies competidoras e infraestrutura humana na ocupação de carnívoros selvagens e domésticos em áreas protegidas do Estado de São Paulo. Amostrei 55 locais usando armadilhas fotográficas não-iscadas de outubro de 2012 a agosto de 2017, com um esforço amostral de 10.175 armadilhas-noite. Ajustei modelos para determinar como as características da vegetação, disponibilidade de presas, abundância relativa de cão-doméstico e infraestrutura humana afetam a ocupação dos carnívoros. A porcentagem de pastagem afetou positivamente a ocupação de cães-domésticos e mão-pelada, e negativamente a de onça-parda. A porcentagem de culturas perenes afetou positivamente a ocupação dos cães, cachorro-do-mato, irara, lobo-guará e mão-pelada, e a porcentagem de culturas anuais afetou negativamente a ocupação do cachorro-do-mato, lobo-guará e mão-pelada. A distância de áreas urbanas afetou negativamente a ocupação da jaguatirica e da irara e positivamente a ocupação dos cães. Apenas a jaritaca foi afetada pelo tamanho dos fragmentos e a jaguatirica pela abundância relativa de presas, ambas positivamente. Somente a onça-parda foi influenciada pela porcentagem de cobertura florestal e o quati pela porcentagem de vegetação nativa aberta, todas positivamente. Os resultados sugerem que a agricultura e pastagens do entorno das áreas protegidas são tão ou mais importantes que a vegetação nativa e a ocorrência de cão-doméstico na ocupação de carnívoros.

ABSTRACT

Species occurrence in the landscape is influenced by habitat characteristics, such as vegetation structure and resource availability, and by competitor species. Anthropogenic interferences are increasingly frequent and causes the reduction or elimination of required resources, leading to the decline or disappearance of populations and species. Among carnivores, variables such as vegetation characteristics, prey availability, presence of the domestic dogs and human infrastructure have strong associations with species occupancy. However, the relationship between these variables and carnivore occupancy in fragmented landscapes is still poorly understood. The aim of this study was to investigate the influence of habitat characteristics, resources availability, relative abundance of domestic dogs and human infrastructure on carnivore occupancy in protected areas of São Paulo State. I sampled 55 sites using unbaited camera traps from October 2012 to August 2017 with a sampling effort of 10.175 trap-nights. I fit models to determine how vegetation characteristics, prey availability, relative abundance of domestic dogs and human infrastructure affect the carnivore occupancy. The pasture percentage positively influenced the dogs and crab-eating raccoon occupancy, and puma negatively. The perennial crops percentage positively influenced the dogs, crab-eating fox, tayra, maned wolf and crab-eating raccoon occupancy, and the annual crops percentage negatively influenced the crab-eating fox, maned wolf and crab-eating raccoon occupancy. The distance to nearest urban areas negatively influenced the ocelot and tayra occupancy, and positively influenced the dog occupancy. Only striped hog-nosed skunk was influenced by fragment size and the ocelot by abundance relative preys, both positively. The puma was influenced by forest cover percentage and the coati by the percentage of open native vegetation, all positively. Our results suggest that the agriculture and pasture from surroundings of protected areas are as important as the native vegetation and the domestic dogs in carnivores occupancy.

Keywords: *Canis familiaris*; *Cerdocyon thous*; *Conepatus semistriatus*; *Eira barbara*; *Leopardus pardalis*; *Procyon cancrivorus*.

1. INTRODUÇÃO

A abundância e ocorrência das espécies são influenciadas pela disponibilidade de condições e recursos favoráveis, sendo afetadas por fatores como o clima, solo,

estrutura da vegetação e disponibilidade de alimentos (BOWMAN et al., 2010; CARROLL, 2007; KAYS; GOMPPER; RAY, 2008). As crescentes interferências nos habitats naturais causadas pelo aumento das atividades humanas podem limitar a disponibilidade de recursos e induzir condições ambientais desfavoráveis, afetando negativamente as populações animais, especialmente os mamíferos de médio e grande porte (JORDAN et al., 2016; RICH et al., 2017; RUTLEDGE, 2003; THORNTON; BRANCH; SUNQUIST, 2011). Para mitigar os danos causados pela redução dos habitats nas comunidades animais foram criadas as Unidades de Conservação (UCs), que tem como objetivo geral a manutenção da diversidade biológica, preservando as espécies e os ecossistemas (BRASIL, 2000) e, teoricamente, protegem a biodiversidade das pressões humanas (CHAPE et al., 2005). No entanto, as espécies não se restringem ao interior de áreas protegidas e a conservação de populações viáveis também depende da características da paisagem em que estão inseridas (HJERT, 2006; VYNNE, 2010).

Os mamíferos desempenham um papel importante nas funções ecológicas dos ecossistemas, fazendo o controle *top-down* em espécies animais e vegetais, o que favorece a manutenção da biodiversidade (RIPPLE et al., 2014, 2015). Muitos mamíferos ameaçados, incluindo os carnívoros *Puma concolor* (onça-parda), *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), estão presentes em UCs inseridas em paisagens fragmentadas e cercadas por áreas agrícolas (BRUNA et al., 2010; CHIARELLO, 2000; DA COSTA ESTRELA et al., 2015; FORNITANO et al., 2015; HANNIBAL, 2014; LESSA et al., 2012; MAGIOLI; DE BARROS FERRAZ; RODRIGUES, 2014; REALE; FONSECA; UIEDA, 2014). Grande parte das espécies de mamíferos usam os arredores das áreas protegidas como parte de sua área de vida (MANTOVANI, 2001) e utilizam a matriz agrícola como habitat e fonte de recursos alimentares (MAGIOLI et al., 2014; PAOLINO et al., 2016). Contudo, mesmo quando os habitats circundantes são adequados, as atividades humanas e a ocorrência de animais domésticos no entorno podem reduzir a abundância de espécies (JOTIKAPUKKANA; BERG; PATTANAVIBOOL, 2010). Assim, a substituição da vegetação nativa causada pelo avanço de áreas agrícolas e urbanas aumenta a preocupação em regiões com alto índice de desmatamento, como os neotrópicos (SCHIPPER et al., 2008). No Brasil, a Mata Atlântica e o Cerrado têm sofrido com as crescentes e intensas ações antrópicas nas últimas décadas e atualmente constituem uma paisagem composta por fragmentos de vegetação nativa inseridos em uma

matriz composta por áreas urbanas, rodovias e agropecuária (MAPBIOMAS, 2022c; PAGLIA; FERNANDEZ; DE MARCO JR, 2006; RICKETTS, 2001).

Entre os mamíferos, a ordem Carnivora é uma das mais afetadas negativamente pela perda e fragmentação do habitat já que as espécies carnívoras são vulneráveis à transformação de habitats naturais em ambientes inadequados (PURVIS et al., 2000). Apesar de alguns carnívoros serem positivamente influenciados pela vegetação nativa presente nas UCs (GOMPPER et al., 2016; NAGY-REIS et al., 2017; RICH et al., 2017), com melhor disponibilidade de recursos (por exemplo presas) (HETHERINGTON; GORMAN, 2007; RICH et al., 2017; SANTOS et al. 2019; SARMENTO et al., 2011), a proximidade com áreas agropecuárias pode ter um impacto maior na ocupação de mamíferos terrestres do que variações naturais no ecossistema local (JORDAN et al., 2016).

Além das características do habitat, a predação e a competição podem influenciar fortemente a densidade populacional de carnívoros (CARBONE; GITTLEMAN, 2002; MILLS; GORMAN, 1997), portanto, é esperado que a ocupação das espécies também seja influenciada por interações interespecíficas (CARROLL, 2007; KAYS; GOMPPER; RAY, 2008; LESMEISTER; GOMPPER; MILLSPAUGH, 2009; PARSONS et al. 2019). Essas interações podem ser mais intensas com a redução na disponibilidade de recursos (SCHOENER, 1974) causada pela perda e fragmentação dos habitats e a interação com espécies domésticas que invadem áreas de floresta nativa, principalmente cães-domésticos (*Canis familiaris*) (RIBEIRO et al., 2019), também representa uma importante ameaça à fauna, que pode ser predada pelas espécies domésticas (CAMPOS et al., 2007; GALETTI; SAZIMA, 2006), além da transmissão de doenças (ANDERSON; FOSTER; FORRESTER, 2003; HAMMER et al., 2004).

Dentre os carnívoros neotropicais a onça-parda, a jaguatirica, o lobo-guará e o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) são as espécies mais bem estudadas e, apesar de terem os parâmetros ecológicos conhecidos em algumas áreas (AZEVEDO et al., 2019; BIANCHI et al., 2014; BUENO; MOTTA-JUNIOR, 2004; DI BITETTI et al., 2010; GOULART et al., 2009; RAÍCES; BERGALLO, 2010; WANG et al., 2019; WOLFF et al., 2019), ainda são poucos os estudos em áreas fragmentadas do Cerrado e Mata Atlântica (CALAÇA et al., 2010; CRUZ et al., 2018; FUSCO-COSTA et al., 2010; LOPES et al., 2005; MICHALSKI et al., 2006; MICHALSKI; PERES, 2005). Além disso, estudos recentes mostraram que a vegetação não nativa, como plantações (por

exemplo, cana-de-açúcar, silvicultura e parques eólicos) (BORON et al., 2020; DIAS et al., 2019; PAOLINO et al., 2018; RODRIGUES; CHIARELLO, 2018) e infraestrutura humana, como estradas (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2006; DILLON, 2005; GOMPPER et al., 2016; RICH et al., 2017; TROLLE; KÉRY, 2000), influenciam negativamente a ocorrência dessas espécies. Esses resultados mostram que as espécies podem ser afetadas por fatores que vão além dos limites da área protegida e que o entorno pode ser tão ou mais importante que o interior. Apesar disso, o efeito do uso da terra circundante na ocupação dos carnívoros é mal compreendido e os efeitos das plantações agrícolas anuais e perenes são inexistentes para a maioria deles.

As lacunas no conhecimento acerca da ocupação dos carnívoros em áreas fragmentadas aumentam a preocupação com a conservação das espécies, principalmente a jaguatirica, onça-parda e lobo-guará que são classificados como vulneráveis e a jaritaca que possui dados deficientes no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009). Este estudo avança no conhecimento sobre a ocupação das espécies em uma paisagem alterada pelo homem, com o objetivo de entender como a ocupação dos carnívoros é afetada pelas características da vegetação, disponibilidade de recursos, presença de carnívoros domésticos e infraestrutura humana em fragmentos de oito Unidades de Conservação do Estado de São Paulo e seus arredores. As hipóteses são: (1) a ocupação dos carnívoros está relacionada com a vegetação nativa (aberta ou florestal) e com as áreas antropizadas (como áreas urbanas, estradas e agropecuária), (2) a disponibilidade de recursos (como a abundância relativa de presas e disponibilidade de água) afeta a ocupação dos carnívoros, (3) a ocupação das espécies está relacionada ao tamanho e isolamento dos fragmentos, (4) a abundância relativa de cães-domésticos afeta a ocupação dos carnívoros silvestres.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Amostrei 19 fragmentos distribuídos em oito Unidades de Conservação (UC) com tamanhos variando de 96 a 10.285ha (Apêndice A) nas regiões norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo, onde as paisagens de Cerrado e Mata Atlântica

tornaram-se fragmentadas (KRONKA et al., 2005). O entorno dessas áreas protegidas é formado por uma matriz dominada por plantações de cana-de-açúcar, pinus, eucalipto, laranja e café, além de pastagens e áreas urbanas (Apêndice A) (MELO, A. C. G., 2011; MENDES et al., 2009; NAGAKO SHIDA; PIVELLO, 2002).

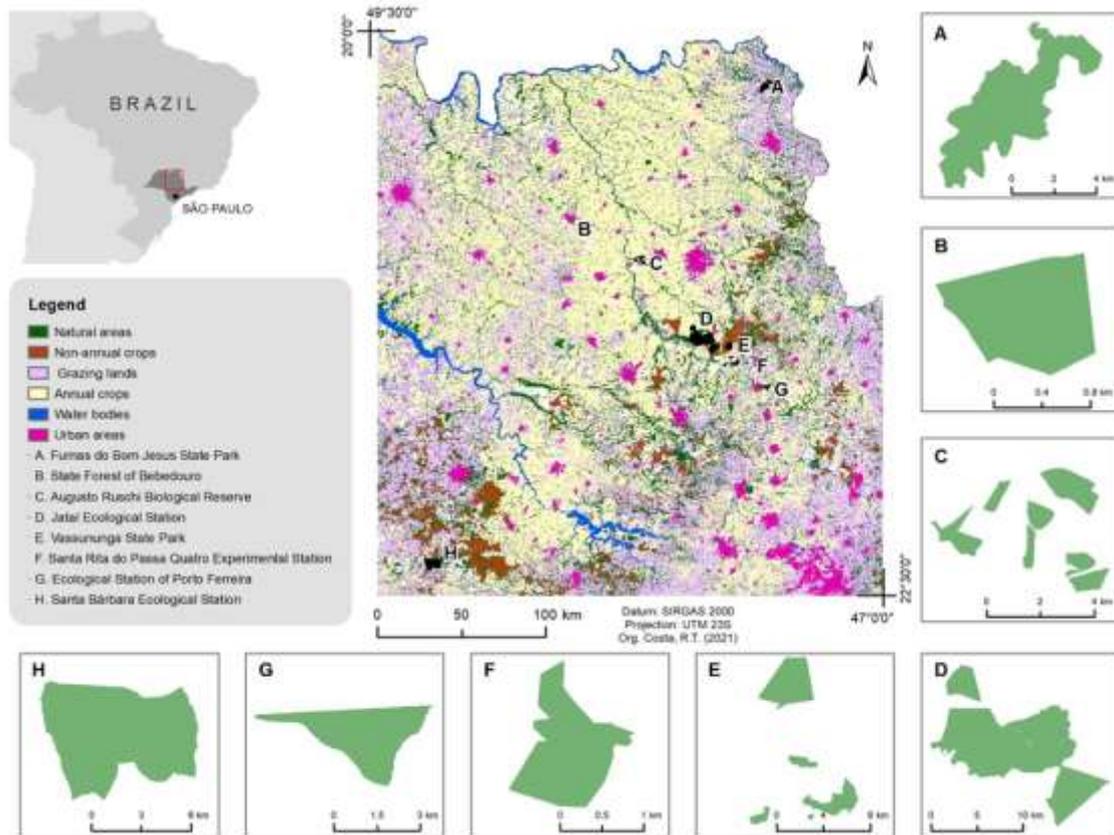


Figura 1. Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 nas regiões norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo.

2.2. Coleta de dados

Os registros de carnívoros foram obtidos usando armadilhas fotográficas não-iscadas, distribuídas em pontos de amostragem distantes ~1km entre si. Os pontos amostrados foram delineados sistematicamente usando imagens de satélite do Google Earth, sendo instalada uma armadilha-fotográfica em cada ponto e quantidade de pontos variou de acordo com o tamanho do fragmento, de forma que toda a área fosse amostrada. Posteriormente, os pontos amostrados foram agregados em um conjunto de 1–5 pontos, de acordo com o tamanho do fragmento e unindo os pontos mais próximos (Apêndice A: Figura 1), e cada conjunto de pontos foi considerado um sítio amostrado (Apêndice A: Tabela 1). A coleta de dados foi realizada de

outubro/2012 a agosto/2017 e as câmeras foram fixadas em troncos de árvores aproximadamente 30-40 cm acima do solo e programadas para operação contínua (24 horas/dia), capturando três fotos a cada 10 segundos quando acionadas. Cada armadilha fotográfica permaneceu ativa por 60 dias em média e funcionaram continuamente durante o período de amostragem com inspeções realizadas a cada 15 a 20 dias. Considerei o intervalo de 60 minutos entre as fotos de uma mesma espécie como um registro independente.

Utilizei estudos anteriores sobre carnívoros (BIANCHI et al., 2021; BORON et al., 2020; CAMPOS, 2009; CAVALCANTI; ALFARO-ALVARADO; RODRIGUES, 2014; CHEIDA, 2012; CRUZ et al., 2018; DIAS, 2017; DIAS et al., 2019; FERRAZ et al., 2010; GALETTI; SAZIMA, 2006; LOMBARDI et al., 2020; MASSARA et al., 2018b, 2018a; MICHALSKI et al., 2006; PAOLINO et al., 2018; PELLANDA et al., 2010; SILVA; DE SOUZA; DA SILVA, 2020; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2008; WANG et al., 2019; WOLFF et al., 2019) para determinar as variáveis ambientais que podem influenciar a ocupação dos carnívoros, como o tamanho e isolamento dos fragmentos, a distância às rodovias, a porcentagem e distância às áreas urbanas, a disponibilidade e distância à água, a porcentagem de floresta nativa, áreas abertas naturais, pastagens, silvicultura e culturas anuais e perenes. A abundância relativa de cães-domésticos (*Canis familiaris*) de médio e grande porte também foi utilizada para avaliar a probabilidade de ocupação dos carnívoros selvagens. Adicionalmente, a abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte ($\geq 1,5$ kg) que compõem parte da dieta das espécies foi estimada e incluída como representante da disponibilidade de presas nos pontos amostrados (Apêndice B: Tabela 1), considerando que dados da disponibilidade de outros recursos alimentares, como frutos e invertebrados, não foram coletados.

As variáveis foram medidas nos pontos amostrais e também no entorno dos fragmentos conforme a Tabela 1 e foram obtidas por meio de mapas de uso e cobertura do solo construídos a partir de imagens multitemporais do satélite CBERS-4 para o ano de 2018, com sensor MUX / PAN com resolução espacial de 5m e banda RGB de 7,6,5 composição. As classes de uso e ocupações foram diferenciadas pela interpretação visual e poligonização com base na textura, tom e contexto das imagens orbitais. Foram criados buffers de 1,5 km do centróide do sítio amostrado e a partir da borda de cada fragmento amostrado usando o software ArcMap (ESRI, 2016).

Como o estudo foi realizado em diferentes anos e estações (chuvosa e seca), dados médios mensais de temperatura (TEMP) e precipitação (PREC) da estação meteorológica do município onde a UC está localizada foram usados para avaliar a influência do clima na detecção das espécies. O esforço em cada local amostrado foi utilizado para avaliar as diferenças na detecção das espécies. Além disso, uma vez que alguns fatores que variam ao longo do ano e que não pode estimar podem influenciar na detecção, as ocasiões de amostragem foram classificadas em números ordinais (DIAS); por exemplo, a primeira ocasião foi aquela que ocorreu em 1º de janeiro e a 365ª ocasião ocorreu em 31 de dezembro do mesmo ano.

Tabela 1. Descrição das variáveis utilizadas para avaliar a probabilidade de ocupação (ψ) e a probabilidade de detecção (p) de carnívoros em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Variável	Descrição	Parâmetro
ANUALfrag	Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
ANUALsítio	Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
AREAha	Tamanho dos fragmentos em hectares	ψ
FLORESTAfrag	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
FLORESTAsítio	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
ISOL	Distância euclidiana da borda do fragmento até a borda da área de vegetação nativa mais próxima.	ψ
ABERTAfrag	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
ABERTAsítio	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
PASTOfrag	Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ

PASTOsítio	Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
PERENEfrag	Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
PERENEsítio	Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
PRESAS	Total de presas potenciais de cada espécie dividido pelo esforço de amostragem em cada sítio amostrado para calcular um índice de abundância relativa de presas (Apêndice B, Tabela 1).	ψ
RODist	Distância linear em metros de cada sítio amostrado até a rodovia mais próxima.	ψ
SILVICfrag	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
SILVICsítio	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km do sítio amostrado do centroide.	ψ
URBANA%	Porcentagem de área urbana em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
URBANAdist	Distância linear em metros do sítio amostrado até a área urbana mais próxima.	ψ
ÁGUAext	Extensão em km de corpos d'água no buffer de 1,5km a partir da borda do fragmento.	ψ
ÁGUAdist	Distância linear em metros do sítio amostrado até o corpo d'água mais próximo.	ψ
CDOM	Total de registros de <i>Canis familiaris</i> de médio e grande porte dividido pelo esforço amostral em cada ponto amostrado.	ψ
DIAS	Dia ordinal do ano no início da ocasião de amostragem.	p
ESFORÇO	Número total de armadilhas-dia de cada sítio amostrado.	p
PREC	Precipitação média mensal em milímetros do município onde está localizado o fragmento.	p
TEMP	Temperatura média mensal em graus Celsius do município onde está localizado o fragmento.	p

2.3. Análise dos dados

Considerei o intervalo de 60 minutos entre as fotos de uma mesma espécie como um registro independente e construí uma matriz de histórico de ocupação para cada espécie utilizando o valor “1” quando a espécie estava presente e “0” quando estava ausente em cada ocasião de amostragem. Cada intervalo de seis dias foi considerado uma ocasião de amostragem. As análises das probabilidades de detecção e ocupação foram realizadas usando o modelo *single-species single-season* do pacote RPresence no RStudio (MACKENZIE; HINES, 2018; R CORE TEAM, 2018). Primeiro, determinei as variáveis correlacionadas usando a análise de correlação de Spearman, e aquelas com uma correlação acima de 60% não foram incluídas no mesmo modelo (Apêndice B, Figura 1). Todas as variáveis foram normalizadas e utilizei uma abordagem em duas etapas para construir e realizar a seleção dos modelos. Na primeira etapa, a probabilidade de detecção foi estimada com o parâmetro de ocupação constante (ψ (.)) e o parâmetro de detecção foi constante (p (.)) ou variou entre precipitação média (p (PREC)), temperatura média (p (TEMP)), data ordinal mínima (p (DIAS)) para cada ocasião e esforço de amostragem (p (ESFORÇO)) para cada local amostrado. Modelos aditivos com duas ou mais dessas variáveis foram incluídos. Na segunda etapa, para modelar a ocupação (ψ), o(s) modelo(s) superior(es) para detecção obtido(s) na primeira etapa foram combinados com modelos de ocupação aditivos que incluíram todas as combinações das variáveis descritas na Tabela 1. Em ambas as etapas, utilizei o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) para avaliar os modelos, incorporando o princípio da parcimônia e buscando os modelos que melhor explicam os dados, considerando valores beta (β) com intervalo de confiança de 85% (ARNOLD, 2010; BURNHAM; ANDERSON, 2002). Analisei a sobredispersão dos dados pelo teste *goodness of fit* do modelo mais parametrizado com 10.000 bootstraps (MACKENZIE; BAILEY, 2004). Os modelos mais plausíveis foram aqueles com peso cumulativo de até 0,90 (ou seja, um conjunto de confiança de 90%) (ARNOLD, 2010).

3. RESULTADOS

Amostrei 55 sítios de 19 fragmentos com um esforço total de amostragem de 10.233 armadilhas-noite. Obtive 616 registros de nove espécies de carnívoros silvestres – *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Conepatus semistriatus*, *Eira barbara*, *Leopardus pardalis*, *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus* e *Puma concolor*, *Puma yagouaroundi* e uma doméstica – *Canis familiaris*.

Canis familiaris

Dezoito modelos de ocupação representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2) e a probabilidade de ocupação de cães-domésticos foi positivamente relacionada com a % de pastagens e de cultura perene no entorno dos fragmentos e com a % de cultura perene no entorno dos sítios amostrados, e foi negativamente relacionada com a distância de áreas urbanas, com a % de cultura anual e de floresta nativa, com o isolamento dos fragmentos, com a % de silvicultura no entorno dos sítios e dos fragmentos amostrados e com a distância de rodovias (Tabela 2, Figura 2). Contudo, os três últimos resultados foram inconclusivos porque os intervalos de confiança incluíram o zero. A detecção de cães-domésticos foi negativamente relacionada com o esforço amostral (Tabela 2).

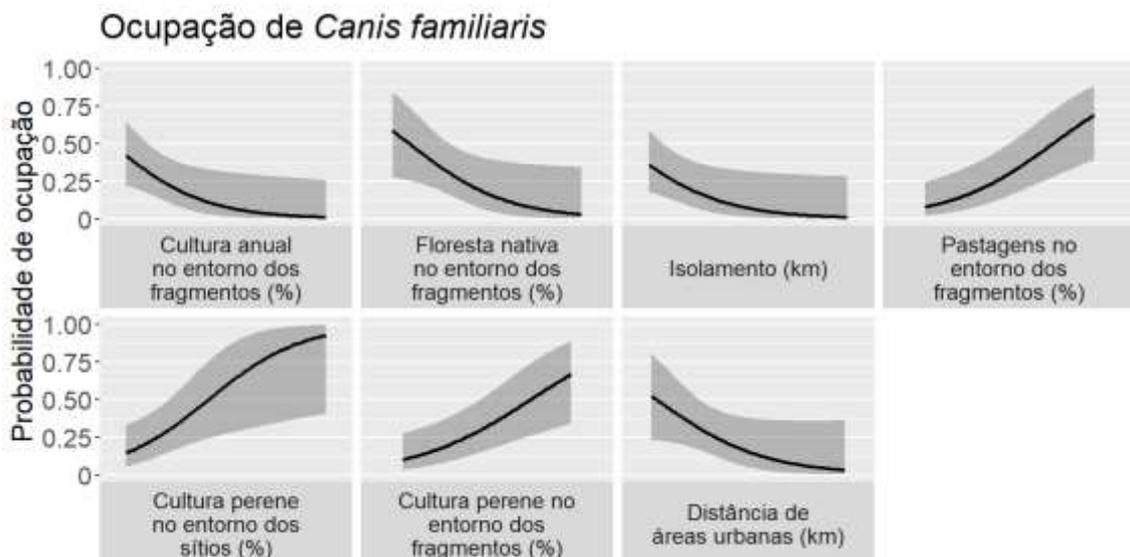


Figura 2. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Canis familiaris* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Cerdocyon thous

Seis modelos de ocupação para cachorro-do-mato representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2) e a probabilidade de ocupação foi positivamente relacionada com a % de cultura perene no entorno dos sítios amostrados e no entorno dos fragmentos, e foi negativamente relacionada com % de cultura anual no entorno dos fragmentos (Tabela 2, Figura 3). A distância de áreas urbanas parece ter relação negativa com a ocupação do cachorro-do-mato, contudo esse resultado não é conclusivo pois o intervalo de confiança incluiu o zero (Tabela 2). A detecção foi negativamente influenciada pelo dia da ocasião de amostragem (Tabela 2).

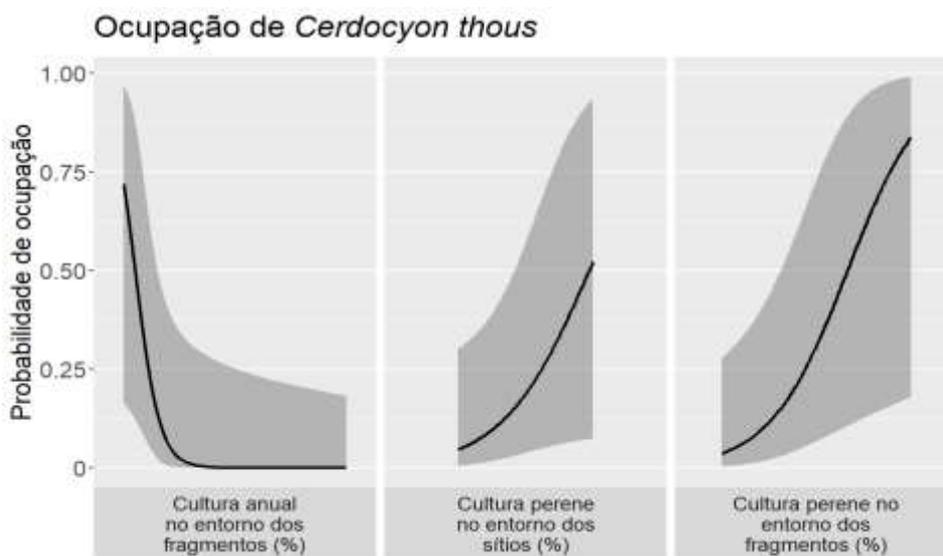


Figura 3. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação para *Cerdocyon thous* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Chrysocyon brachyurus

Dois modelos de ocupação para lobo-guará representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2), incluindo o modelo nulo. A probabilidade de ocupação foi positivamente relacionada com a % de cultura perene no entorno dos fragmentos (Tabela 2, Figura 4).

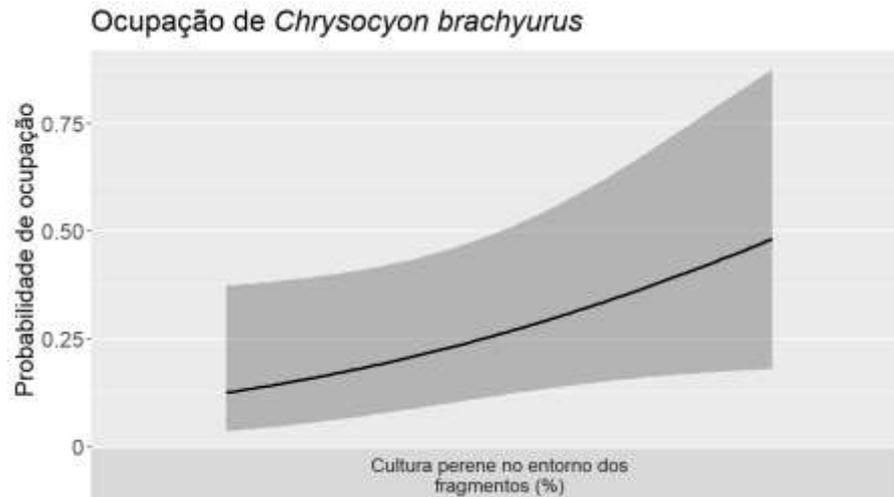


Figura 4. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% do modelo de ocupação de *Chrysocyon brachyurus* em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Conepatus semistriatus

Dezoito modelos de ocupação para jaritataca representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2) e sete variáveis apresentaram relação com a probabilidade de ocupação. A probabilidade de ocupação foi positiva com a % de vegetação nativa aberta no entorno dos sítios amostrados, com a % de silvicultura, de floresta nativa e com a extensão de corpos d'água no entorno dos fragmentos e com o tamanho dos fragmentos; e foi negativamente relacionada com a % de cultura anual no entorno dos sítios amostrados e com a % de floresta nativa (Tabela 2, Figura 5). Para a detecção, a temperatura média e o dia da ocasião de amostragem tiveram relação positiva com a probabilidade de detecção da jaritataca.

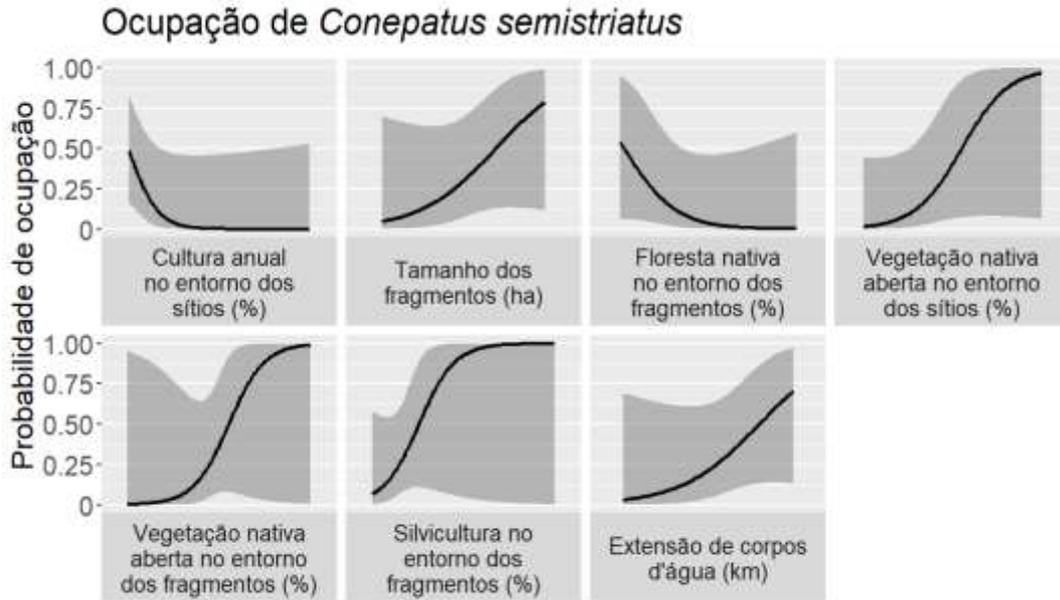


Figura 5. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Conepatus semistriatus* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Eira barbara

Dezesseis modelos representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2) e a probabilidade de detecção da irara foi positivamente relacionada com o esforço amostral. A probabilidade de ocupação da irara foi positivamente relacionada com a % de cultura perene no entorno dos fragmentos, com a distância de áreas urbanas e com a % de cultura perene no entorno dos sítios amostrados, e foi negativamente relacionada com a abundância de cães-domésticos, com a distância de corpos d'água e com a % de floresta nativa no entorno dos fragmentos (Tabela 2, Figura 6).

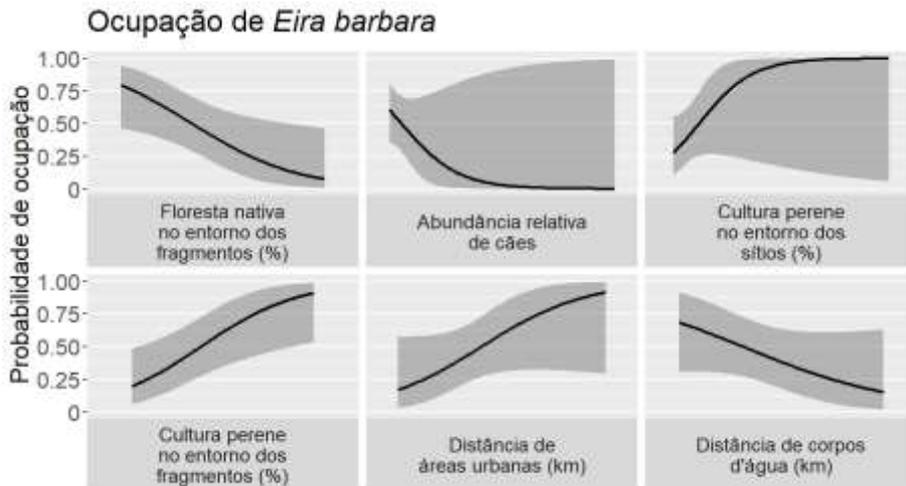


Figura 6. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Eira barbara* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Leopardus pardalis

Oito modelos de ocupação representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2). A probabilidade de detecção foi negativamente relacionada com a temperatura média. A probabilidade de ocupação da jaguatirica foi positivamente relacionada com a abundância relativa de presas, com a distância de rodovias e de áreas urbanas, e com a % de cultura perene no entorno dos fragmentos e dos sítios amostrados; e foi negativamente relacionada com a % de silvicultura no entorno dos sítios amostrados (Tabela 2, Figura 7).

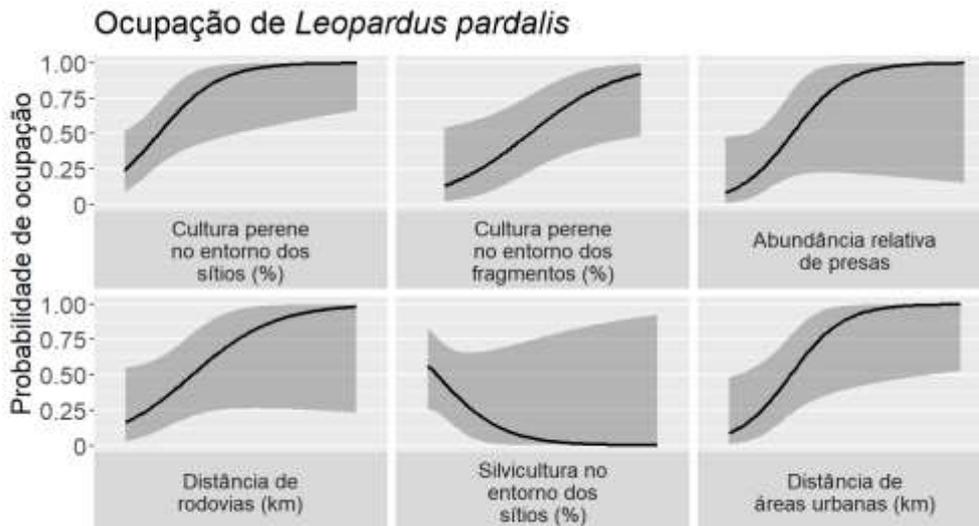


Figura 7. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Leopardus pardalis* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Nasua nasua

Cinco modelos representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2) para quati, entretanto apenas o primeiro modelo foi melhor do que o modelo que não adicionou variáveis de ocupação. Assim, a probabilidade de detecção do quati foi negativamente influenciada pela precipitação média e pelo esforço amostral e a ocupação foi positivamente influenciada pela % de vegetação nativa aberta no entorno dos sítios amostrados (Tabela 2, Figura 8).

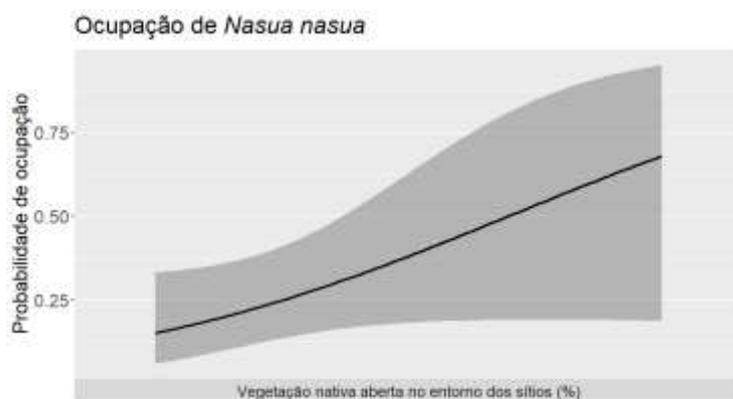


Figura 8. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% do modelo de ocupação de *Nasua nasua* que adicionou parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Procyon cancrivorus

Quatorze modelos representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2) e a probabilidade de detecção do mão-pelada foi positivamente relacionada com o aumento no esforço amostral e negativamente relacionada com a temperatura média e com a precipitação média. A probabilidade de ocupação foi positivamente relacionada com a % de pastagens no entorno dos fragmentos e dos sítios amostrados, com a abundância relativa de presas e de cães-domésticos, com a % de cultura perene no entorno do sítio amostrado e do fragmento; e foi negativamente relacionada com a % de cultura anual no entorno dos fragmentos amostrados e com a distância de corpos d'água (Tabela 2, Figura 9).

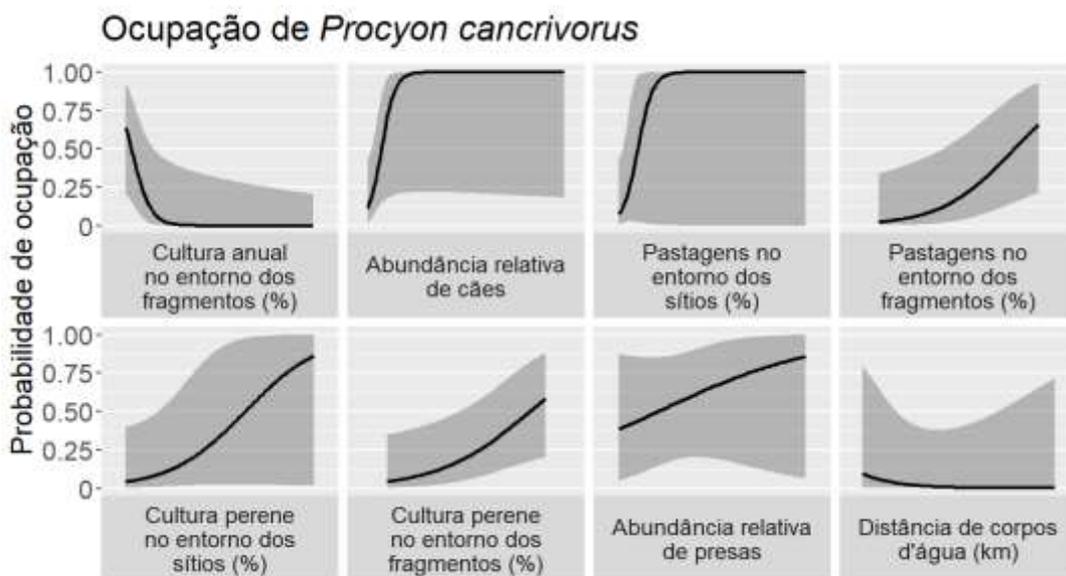


Figura 9. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação de *Procyon cancrivorus* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Puma concolor

Sete modelos de ocupação para onça-parda representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2), no entanto, apenas três modelos foram melhores do que o modelo que não adicionou variáveis de ocupação. Duas variáveis foram explicativas, sendo a % de floresta nativa inconclusiva, com o intervalo de confiança incluindo o zero. Assim, a probabilidade de ocupação foi negativamente relacionada com a % de pastagens no entorno dos sítios amostrados e a % de floresta nativa no entorno dos fragmentos parece ter uma relação positiva com a ocupação da onça-parda (Tabela 2, Figura 10).

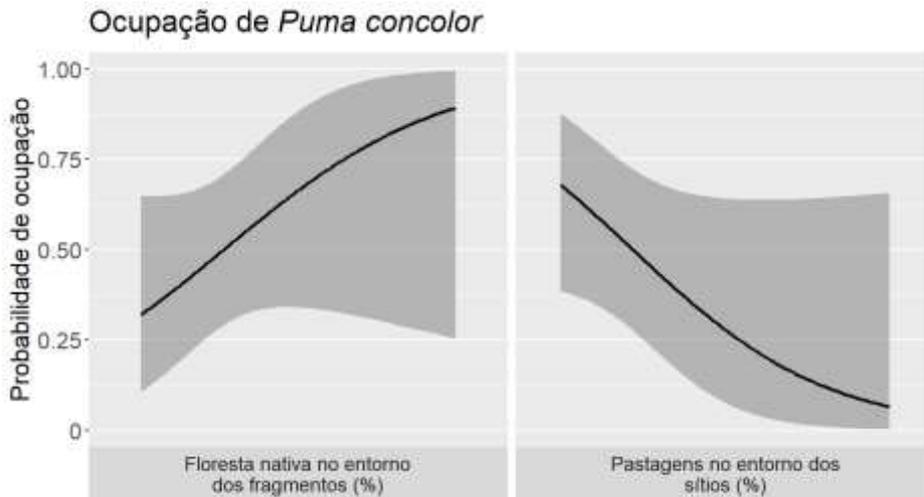


Figura 10. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de ocupação para *Puma concolor* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Puma yagouaroundi

Três modelos de ocupação representaram o conjunto de confiança de 90% (Apêndice B: Tabela 2), no entanto, apenas um modelo foi melhor do que o modelo que não adicionou variáveis de ocupação. A probabilidade de ocupação parece ser negativamente relacionada com a distância de corpos d'água (Tabela 2), porém esse resultado não é conclusivo já que o intervalo de confiança incluiu o zero.

Tabela 2. Valores estimados (β) e intervalo de confiança de 85% para as variáveis que explicaram a probabilidade de ocupação (ψ) e detecção (p) dos carnívoros amostrados em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Variável	<i>Canis familiaris</i>	<i>Cerdocyon thous</i>	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	<i>Conepatus semistriatus</i>	<i>Eira barbara</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Nasua nasua</i>	<i>Procyon cancrivorus</i>	<i>Puma concolor</i>	<i>Puma yagouaroundi</i>
ANUALfrag (ψ)	$\beta = -0,95$; IC: -1,59, - 0,30	$\beta = -4,03$; IC: -6,90, - 1,16	-	-	-	-	-	$\beta = -4,46$; IC: -7,58, - 1,33	-	-
ANUALsítio (ψ)	-	-	-	$\beta = -3,19$; IC: -5,67, - 0,71	-	-	-	-	-	-
AREAha (ψ)	-	-	-	$\beta = 0,87$; IC: 0,20, 1,53	-	-	-	-	-	-
FLORESTAfrag (ψ)	$\beta = -1,08$; IC: -1,85, - 0,30	-	-	$\beta = -1,89$; IC: -3,68, - 0,09	$\beta = -1,71$; IC: -1,72, - 0,37	-	-	-	$\beta = 0,80$; IC: -0,04, 1,64	-
FLORESTAsítio (ψ)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ISOL (ψ)	$\beta = -0,91$; IC: -1,57, - 0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ABERTAfrag (ψ)	-	-	-	$\beta = 1,06$; IC: 0,10, 2,01	-	-	-	-	-	-
ABERTAsítio(ψ)	-	-	-	$\beta = 2,04$; IC: 0,24, 3,85	-	-	$\beta = 0,65$; IC: 0,11, 1,20	-	-	-

PASTOfrag (ψ)	$\beta = 1,34$; IC: 0,75, 1,92	-	-	-	-	-	-	$\beta = 1,80$; IC: 0,68, 2,92	-	-
PASTOsítio (ψ)	-	-	-	-	-	-	-	$\beta = 5,81$; IC: -1,75, 13,37	$\beta = -0,78$; IC: -1,43, - 0,12	-
PERENEfrag (ψ)	$\beta = 1,20$; IC: 0,62, 1,78	$\beta = 2,02$; IC: 0,75, 3,29	$\beta = 0,72$; IC: 0,05, 1,38	-	$\beta = 1,55$; IC: 0,67, 2,44	$\beta = 2,0$; IC: 0,61, 3,41	-	$\beta = 1,44$; IC: 0,51, 2,38	-	-
PERENEsítio(ψ)	$\beta = 0,93$; IC: 0,62	$\beta = 2,83$; IC: 0,62, 5,06	-	-	$\beta = 1,71$; IC: 0,08, 3,34	$\beta = 1,84$; IC: 0,72, 2,96	-	$\beta = 1,47$; IC: 0,26, 2,68	-	-
PRESAS (ψ)	-	-	-	-	-	$\beta = 1,85$; IC: 0,11, 3,59	-	$\beta = 1,98$; IC: 0,08, 3,88	-	-
RODist (ψ)	$\beta = -0,24$; IC: -1,77, 0,16	-	-	-	-	$\beta = 1,28$, IC 85%: 0,23, 2,33	-	-	-	-
SILVICfrag (ψ)	$\beta = -0,52$; IC: -1,26, 0,21	-	-	$\beta = 0,77$; IC: 0,15, 1,39	-	-	-	-	-	-
SILVICsítio (ψ)	$\beta = -0,91$; IC: -1,91, 0,04	-	-	-	-	$\beta = -1,87$, IC 85%: -3,30, -0,43	-	-	-	-
URBANA% (ψ)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
URBANAdist (ψ)	$\beta = -0,92$; IC: -1,64, - 0,20	$\beta = -1,13$; IC: -2,57, 0,33	-	-	$\beta = 0,98$; IC: 0,11, 1,86	$\beta = 2,03$, IC 85%: 0,50, 3,56	-	-	-	-

ÁGUAext (ψ)	-	-	-	$\beta = 0,77$; IC: 0,13, 1,41	-	-	-	-	-	-
ÁGUAdist (ψ)	-	-	-	-	$\beta = -0,695$; IC: -1,35, - 0,02	-	-	$\beta = -2,39$; IC: -4,56, - 0,19	-	$\beta = -1,68$; IC: - 4,05, 0,68
CDOM (ψ)	$\beta = -0,24$; IC: -0,48, - 0,01	-	-	-	$\beta = -1,85$; IC: -3,18, - 0,54	-	-	$\beta = 6,80$; IC: 1,99, 11,60	-	-
DIAS (ρ)	-	$\beta = -0,97$; IC: -1,81, - 0,13	-	$\beta = 0,50$; IC: 0,20, 0,80	-	-	-	-	-	-
ESFORÇO (ρ)	-	-	-	-	$\beta = 0,40$; IC: 0,22, 0,58	-	$\beta = -0,60$, IC 85%: -1,04, -0,16	$\beta = 0,61$; IC: 0,07, 1,14	-	-
PREC (ρ)	-	-	-	-	-	-	$\beta = -0,76$, IC 85%: -1,27, -0,24	$\beta = -1,31$; IC: -2,60, - 0,02	-	-
TEMP (ρ)	-	-	-	$\beta = 0,81$; IC: 0,30, 1,32	-	$\beta = -0,25$, IC 85%: -0,48, -0,01	-	$\beta = -0,55$; IC: -1,02, - 0,07)	-	-

Nota: ANUALfrag: Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; ANUALsítio: Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado; AREAha: Tamanho dos fragmentos em hectares; FLORESTAfrag: Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; FLORESTAsítio: Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado. ISOL: Distância euclidiana da borda do fragmento até a borda da área de vegetação nativa mais próxima; ABERTAfrag: Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; ABERTAsítio: Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PASTOfrag: Porcentagem de pastagem em um

buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; PASTOsítio: Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PERENEfrag: Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; PERENEsítio: Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PRESAS: Total de presas potenciais de cada espécie dividido pelo esforço de amostragem em cada sítio amostrado para calcular um índice de abundância relativa de presas; RODist: Distância linear em metros de cada sítio amostrado até a rodovia mais próxima; SILVICfrag: Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; SILVICsítio: Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km do sítio amostrado do centróide; URBANA%: Porcentagem de área urbana em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; URBANAdist: Distância linear em metros do sítio amostrado até a área urbana mais próxima; ÁGUAext: Extensão em km de corpos d'água no buffer de 1,5km a partir da borda do fragmento; ÁGUAdist: Distância linear em metros do sítio amostrado até o corpo d'água mais próximo; CDOM: Total de registros de *Canis familiaris* dividido pelo esforço amostral em cada ponto amostrado; DIAS: Dia ordinal do ano no início da ocasião de amostragem; ESFORÇO: Esforço total de amostragem de todas as câmeras no sítio amostrado; PREC: Precipitação média mensal em milímetros do município onde está localizado o fragmento; TEMP: Temperatura média mensal em graus Celsius do município onde está localizado o fragmento.

4. DISCUSSÃO

Em geral é esperado que a perda e fragmentação dos habitats afetem primeiro as espécies de maior porte, como os predadores de topo, uma vez que ocorrem naturalmente em baixa densidade e requerem grandes áreas de vida (CALAÇA, 2009; CARBONE; GITTLEMAN, 2002; CHIARELLO, 1999; OLIVEIRA et al., 2010). Contudo, os resultados indicam que alguns mesocarnívoros também parecem ser fortemente impactados pela perda e fragmentação de habitat e principalmente pelas características das áreas do entorno das UCs. De uma maneira geral, as variáveis do entorno dos fragmentos foram mais relevantes na ocupação dos carnívoros do que as variáveis do entorno dos sítios amostrados, sugerindo que a ocupação dos carnívoros pode ser mais influenciada pela matriz do que pelas áreas protegidas.

Observei que as culturas perenes são o tipo de vegetação que mais afetam a ocupação dos mesocarnívoros, aumentando a probabilidade de ocupação de cães, cachorro-do-mato, irara, jaguatirica, lobo-guará e mão-pelada, quanto maior a porcentagem dessas culturas no entorno dos fragmentos e dos pontos amostrais. Nas áreas estudadas, as culturas perenes consistiam principalmente de plantações de café e laranjais e o suprimento de alimentos para pequenos roedores em agriculturas (GHELER-COSTA et al., 2012) pode justificar a maior ocupação de carnívoros que buscam essas áreas para captura de presas e frutos. Esse resultado é semelhante aos resultados de FERREIRA et al. (2018) que observaram as culturas perenes como a segunda maior cultura com registro de carnívoros. FERREIRA et al. (2018) também observaram que a riqueza de espécies de carnívoros em culturas perenes é maior do que nas culturas anuais e sugerem que áreas de culturas anuais fornecem um habitat inadequado para a maioria dos carnívoros estudados. Esse resultado coincide com observado no presente estudo de menor probabilidade de ocupação quanto maior a porcentagem de cultura anual para cães, cachorro-do-mato, mão-pelada e jaritaca.

A relação positiva encontrada dos cães-domésticos e mão-pelada com áreas de pastagens no entorno dos fragmentos também pode estar relacionada à procura por alimentos. Os estudos sobre a ecologia do mão-pelada são raros, mas alguns autores descrevem o uso de áreas de pastagens pela espécie (ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012; CHEIDA, 2012; DOTTA; VERDADE, 2007), o que parece estar relacionado com a busca por alimentos (CHEIDA, 2012). O registro de cães-domésticos em pastagens também é frequente (PASCHOAL et al., 2018;

SEPÚLVEDA et al., 2015) e pode ser decorrente do movimento dos cães-domésticos com pessoas e animais de fazenda (p.ex. gado e ovelhas) e da facilidade de locomoção encontrada em pastagens (SEPÚLVEDA et al., 2015). Para a onça-parda, as áreas de pastagem no entorno dos sítios amostrados diminuíram a probabilidade de ocupação provavelmente porque classifiquei as pastagens como áreas de vegetação rasteira que continham pouca ou nenhuma vegetação arbustiva. É conhecido que os felinos são favorecidos por vegetação densa para perseguir e capturar presas, além da maior oferta de tocas e locais de descanso (DE ANGELO et al., 2011; HUSSEMAN et al., 2003; ONORATO et al., 2011). Por isso, é provável que as áreas de pastagem consideradas em neste estudo não favoreçam a ocupação da onça-parda.

Conforme esperado, a proximidade com áreas urbanas aumentou a probabilidade de ocupação de cães-domésticos e diminuiu a ocupação de jaguatirica e irara. Cães-domésticos são encontrados com frequência dentro ou ao redor de áreas protegidas (FIORELLO; NOSS; DEEM, 2006; KOSTER, 2008; LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009) e muitos indivíduos entram nas UCs (DOHERTY et al., 2017; RITCHIE et al., 2014) e podem ser um risco para a conservação da biodiversidade (HUGHES; MACDONALD; BOITANI, 2017; YOUNG et al., 2011). A transmissão de doenças infecciosas (CLEAVELAND et al., 2000) e a predação de espécies nativas (RITCHIE et al., 2014) tornam os cães-domésticos uma ameaça à vida selvagem. Apesar da abundância de cães-domésticos não ter apresentado relação com a ocupação de irara e jaguatirica, é provável que essas espécies ocupem áreas distantes de áreas urbanas também para evitar a competição e predação por cães-domésticos e a caça predatória, uma vez que áreas fragmentadas e próximas a centros urbanos tendem a ser mais acessíveis aos caçadores (CHIARELLO, 1999; CULLEN; BODMER; PÁDUA, 2000; PERES, 2001; ROBINSON, 1996; TURNER; CORLETT, 1996). Além disso, os carnívoros podem ser negativamente afetados por perturbações humanas associadas ao desenvolvimento residencial, pois as estruturas, ruídos, iluminação e estradas reduzem a qualidade do habitat e estão provavelmente relacionados ao menor uso dessas regiões por carnívoros (LEWIS et al., 2015).

Embora os carnívoros desse estudo tenham respondido de maneiras diferentes às variáveis, poucas espécies tiveram a ocupação influenciada por áreas de vegetação nativa. Apenas o quati e a jaritaca foram positivamente relacionados à

porcentagem de vegetação nativa aberta e a porcentagem de floresta nativa no entorno dos fragmentos influenciou apenas a onça-parda, positivamente, e a irara, cães-domésticos e jaritataca, negativamente. Embora os quatis usem com mais frequência habitats arborizados (GOMPPER; DECKER, 1998), o fato de também utilizarem áreas abertas para deslocamento (TROVATI; DE BRITO; DUARTE, 2010) pode explicar porque a espécie parece ocupar locais com mais vegetação nativa aberta. Para a jaritataca o resultado era esperado uma vez que a espécie habita principalmente áreas de vegetação aberta (CHEIDA, C. C., NAKANO-OLIVEIRA, E., FUSCO-COSTA, R., ROCHA-MENDES, F., QUADROS, 2011; DIAS, 2017). Para irara, o resultado se mostra contrário ao observado em outros estudos, onde a espécie tem forte relação com habitats florestais (BIANCHI et al., 2021; MICHALSKI et al., 2006; SUNQUIST; SUNQUIST; DANEKE, 1989). Esse resultado deve ser visto com cautela, uma vez que a % de cultura perene foi mais importante que a cobertura florestal para a ocupação da irara, e essas variáveis estão negativamente correlacionadas, ou seja, é provável que o efeito da % de cobertura florestal tenha apresentado influência apenas por estar correlacionada com cultura perene.

A onça-parda tem ampla distribuição geográfica (CURRIER, 1983; SUNQUIST; SUNQUIST, 2002) e vários estudos sugerem que a espécie é capaz de persistir em paisagens alteradas pelo homem (KNOPFF et al., 2014; MOSS et al., 2016; VICKERS et al., 2015) e pequenos fragmentos (FORNITANO et al., 2015). Contudo, os resultados revelam que, embora a espécie ocorra mesmo nos pequenos fragmentos, a cobertura florestal do entorno dos fragmentos parece ser uma vegetação importante para a ocupação, ao passo que as pastagens abertas no entorno dos pontos amostrais são negativas para a ocupação da espécie. Esse resultado é semelhante ao observado por (AZEVEDO et al., 2021), onde a onça-parda apresentou uma preferência por vegetação florestal enquanto as pastagens abertas foram evitadas, o que reforça a importância da vegetação florestal nativa para a ocorrência de carnívoros de grande porte.

A disponibilidade de água teve influência na ocupação apenas do mão-pelada, irara e jaritataca, sendo que as duas primeiras responderam negativamente à distância da água e a jaritataca teve maior ocupação quanto maior a extensão dos corpos d'água. Esses resultados eram esperados uma vez que a disponibilidade de água tem expressiva importância para a irara (BIANCHI et al., 2021), o mão-pelada (CHEIDA, 2012) e a jaritataca (DIAS, 2017). Recursos hídricos são importantes para

diversos mamíferos (DIAS et al., 2019; SCHUETTE et al., 2013) e para os carnívoros alguns estudos indicam que a preferência por locais próximos de recursos hídricos está relacionada à presença de vegetação mais densa nessas áreas, o que proporciona abrigo e melhor oferta de presas dependentes da água (SCHUETTE et al., 2013).

Apenas a jaguatirica e o mão-pelada apresentaram maior probabilidade de ocupação quanto maior a abundância relativa de presas. Era esperado que mais espécies fossem positivamente associadas à disponibilidade de presas, uma vez que esse recurso é um dos fatores mais determinantes na distribuição espacial das comunidades carnívoras (CARBONE; GITTLEMAN, 2002; FULLER; SIEVERT, 2001; RICH et al., 2017). Contudo, a ausência de efeito da disponibilidade de presas na ocupação da maioria dos carnívoros estudados pode ser resultado de algumas limitações no cálculo da disponibilidade de presas, uma vez que não considerei a detectabilidade das presas e não incluí componentes importantes de muitas dietas de carnívoros como invertebrados, peixes e frutas.

Diferente do esperado, apenas a jaritaca foi influenciada pelo tamanho dos fragmentos. Os estudos sobre ecologia da jaritaca são escassos e a área de vida da espécie estimada foi de 1,18 km² e 1,72 km² por CAVALCANTI et al. (2014) e de 0,18 km² e 0,54 km² por SUNQUIST et al. (1989). Por apresentar a menor área de vida entre os mesocarnívoros estudados, não era esperado um efeito do tamanho dos fragmentos na ocupação da jaritaca. Entretanto, a análise de correlação entre as variáveis mostrou que o tamanho dos fragmentos está positivamente correlacionado com a porcentagem de áreas abertas no entorno dos fragmentos, o que pode explicar a relação com o tamanho dos fragmentos uma vez que, nesse e em outros estudos, a ocorrência da jaritaca parece estar positivamente associada com áreas abertas (CUARÓN; HELGEN; REID, 2016; DIAS, 2017).

Embora os carnívoros explorem áreas de cultivo de *Pinus* e *Eucalyptus* (FERREIRA et al., 2018; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008), apenas a jaritaca apresentou maior probabilidade de ocupação em locais com maior % de silvicultura, sugerindo que a espécie possa utilizar essa vegetação como corredores que ligam as áreas de habitats abertos. No caso da jaguatirica, a probabilidade de ocupação diminuiu quanto maior a % de silvicultura, sugerindo que a espécie possa ser mais exigente com os habitats florestais, não ocupando áreas de florestas não nativas.

O isolamento dos fragmentos também não se mostrou importante para os carnívoros silvestres, sendo que a ocupação apenas de cães-domésticos foi influenciada pela distância entre os fragmentos. Assim, cães-domésticos tiveram maior probabilidade de ocupar os fragmentos menos isolados, sugerindo que a espécie tenha mais facilidade de circular por fragmentos de vegetação nativa próximos. O efeito dos cães-domésticos na ocupação dos carnívoros silvestres foram observados apenas para o mão-pelada e a irara. Enquanto irara teve menor ocupação em sítios com maior abundância de cães-domésticos, o mão-pelada aumentou sua probabilidade de ocupação nesses locais. Embora os cães-domésticos sejam conhecidos pelo seu efeito negativo nas espécies de mesocarnívoros (BIANCHI et al., 2021; CASSANO; BARLOW; PARDINI, 2014; DOHERTY et al., 2017; VANAK et al., 2014), a ocorrência desse carnívoro doméstico pode favorecer o comportamento alimentar oportunista do mão-pelada, que pode consumir as carcaças de animais predados pelos cães.

O fato da maioria das espécies não apresentar relação com as variáveis de vegetação nativa pode ser reflexo da intensa antropização nas regiões amostradas, já que os mamíferos terrestres parecem ser mais impactados pela proximidade com áreas de agricultura e pecuária do que por variações naturais no ecossistema local (JORDAN et al., 2016), e muitos mamíferos utilizam a vegetação não nativa do entorno de áreas protegidas (PAOLINO et al., 2016). Além disso, as áreas estudadas podem ser tão fragmentadas que as espécies não conseguem evitar regiões antropizadas para manter suas necessidades energéticas, utilizando áreas agrícolas para captação de recursos. Os resultados indicam que, assim como as espécies de grande porte, alguns carnívoros também parecem ser fortemente impactados pela perda e fragmentação de habitat, e pela proximidade com habitats antrópicos (CALAÇA et al., 2010; CARBONE; GITTLEMAN, 2002; CHIARELLO, 1999; MASSARA et al., 2018b, 2018a). A proximidade com áreas urbanas e agrícolas aumenta a vulnerabilidade dos carnívoros que podem estar sofrendo mais rápida e diretamente os efeitos da perda e fragmentação do habitat do que outros mamíferos, o que reforça a importância da manutenção de áreas naturais para preservação das populações animais, especialmente de espécies ameaçadas de extinção.

REFERÊNCIAS

- ALVES, T. R.; FONSECA, R. C. B.; ENGEL, V. L. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu , Estado de São Paulo , Brasil . v. 102, n. 2000, p. 150–158, 2012.
- ANDERSON, T. C.; FOSTER, G. W.; FORRESTER, D. J. Hookworms of feral cats in Florida. **Veterinary Parasitology**, v. 115, n. 1, p. 19–24, 2003.
- ARNOLD, T. W. Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1175–1178, 2010.
- AZEVEDO, F. C. C.; MÄHLER, J. K. F.; INDRUSIAK, C. B.; SCOGNAMILLO, D.; CONFORTI, V. A.; MORATO, R. G.; CAVALCANTI, S. M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G. Spatial organization and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in a protected subtropical forest of Brazil. **Mammal Research**, v. 64, n. 4, p. 503–510, 2019.
- AZEVEDO, F. C.; LEMOS, F. G.; FREITAS-JUNIOR, M. C.; ARRAIS, R. C.; MORATO, R. G.; AZEVEDO, F. C. C. The importance of forests for an apex predator: spatial ecology and habitat selection by pumas in an agroecosystem. **Animal Conservation**, v. 24, n. 3, p. 499–509, 2021.
- BIANCHI, R. de C.; CAMPOS, R.; XAVIER-FILHO, N.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M.; MOURÃO, G.; BIANCHI, R. de C.; CAMPOS, R.; XAVIER-FILHO, N.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M.; MOURÃO, G. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. **Acta Theriologica**, Berlin/Heidelberg, v. 59, n. 1, p. 13–23, 2014.
- BIANCHI, R.; JENKINS, J. M. A.; LESMEISTER, D. B.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C. S.; FORNITANO, L.; DE OLIVEIRA, M. Y.; DE MORAIS, K. D. R.; RIBEIRO, R. L. A.; GOMPPER, M. E. Tayra (*Eira barbara*) landscape use as a function of cover types, forest protection, and the presence of puma and free-ranging dogs. **Biotropica**, 2021.
- BORON, V.; XOFIS, P.; LINK, A.; PAYAN, E.; TZANOPOULOS, J. Conserving predators across agricultural landscapes in Colombia: Habitat use and space partitioning by jaguars, pumas, ocelots and jaguarundis. **Oryx**, v. 54, n. 4, p. 554–563, 2020.
- BOWMAN, J.; RAY, J. C.; MAGOUN, A. J.; JOHNSON, D. S.; DAWSON, F. N. Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. **Canadian Journal of Zoology**, v. 88, n. 5, p. 454–467, 2010.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC., Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, 2000.

BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. **Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: Vertebrados**. Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Governo de São Paulo, 2009.

BRUNA, E. M.; GUIMARÃES, J. F.; LOPES, C. T.; DUARTE, P.; GOMES, A. C. L.; BELENTANI, S. C. S.; PACHECO, R.; FACURE, K. G.; LEMOS, F. G.; VASCONCELOS, H. L. Mammalia, Estação Ecológica do Panga, a Cerrado protected area in Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, v. 6, n. 4, p. 668–675, 2010.

BUENO, A. D. A.; MOTTA-JUNIOR, J. C. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 77, n. 1, p. 5–14, 2004.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. New York Inc: Springer, 2002.

CALAÇA, A. M. A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. 2009.

CALAÇA, A.; MELO, F.; DE MARCO JUNIOR, P.; JÁCOMO, A. T.; SILVEIRA, L. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 1, p. 31–38, 2010.

CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G.; VERDADE, L. M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, 2007.

CAMPOS, C. B. De. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil**. 2009. Universidade de São Paulo, 2009.

CARBONE, C.; GITTLEMAN, J. L. A common rule for the scaling of carnivore density. **Science (New York, N.Y.)**, v. 295, n. 5563, p. 2273–6, 2002. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11910114>. Acesso em: 7 maio. 2014.

CARROLL, C. Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on carnivore populations at the range margin: marten and lynx in the northern Appalachians. **Conservation biology**, v. 21, n. 4, p. 1092–1104, 2007.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 169, n. September 2019, p. 14–22, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.006>

CAVALCANTI, G. N.; ALFARO-ALVARADO, L. D.; RODRIGUES, F. H. G. Home range and activity patterns of *Conepatus semistriatus* (Carnivora, Mephitidae) in Emas National Park, Brazil. **Animal Biology**, v. 64, n. 2, p. 151–162, 2014.

CHAPE, S.; HARRISON, J.; SPALDING, M.; LYSENKO, I. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 360, n. 1454, p. 443–455, 2005.

CHEIDA, C. C., NAKANO-OLIVEIRA, E., FUSCO-COSTA, R., ROCHA-MENDES, F., QUADROS, J. Ordem Carnívora. *In: Mamíferos do Brasil*. Segunda ed ed. Londrina. p. 439.

CHEIDA, C. C. **Ecologia espaço-temporal e saúde do guaxinim *Procyon cancrivorus* (Mammalia: Carnívora) no Pantanal central**. 2012. Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71–82, 1999.

CHIARELLO, A. G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 2, p. 237–247, 2000.

CLEAVELAND, S.; APPEL, M. G. J.; CHALMERS, W. S. K.; CHILLINGWORTH, C.; KAARE, M.; DYE, C. Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. **Veterinary Microbiology**, v. 72, n. 3–4, p. 217–227, 2000.

CRUZ, P.; IEZZI, M. E.; DE ANGELO, C.; VARELA, D.; DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 13, n. 8, p. 1–21, 2018.

CUARÓN, A. D.; HELGEN, K.; REID, F. ***Conepatus semistriatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016**. 2016. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41633A45210987.en>>. Acesso em: 1 dez. 2021.

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

CURRIER, M. J. P. *Felis concolor*. **Mammalian species**, p. 1–7, 1983.

DA COSTA ESTRELA, D.; DE SOUZA, D. C.; DE SOUZA, J. M.; DA SILVA CASTRO, A. L. Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 11, n. 4, 2015.

DE ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; RODE, D.; CULLEN, L.; SANA, D.; ABREU, K. C.; XAVIER DA SILVA, M.; BERTRAND, A. S.; HAAG, T.; LIMA, F.; RINALDI, A. R.; FERNÁNDEZ, S.; RAMÍREZ, F.; VELÁZQUEZ, M.; CORIO, C.; HASSON, E.; DI BITETTI, M. S. Participatory networks for large-scale monitoring of large carnivores: Pumas and jaguars of the Upper Paraná atlantic forest. **Oryx**, v. 45, n. 4, p. 534–545, 2011.

DI BITETTI, M. S.; DE ANGELO, C. D.; DI BLANCO, Y. E.; PAVIOLO, A. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. **Acta Oecologica**, v. 36, n. 4, p. 403–412, 2010.

DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina.

Journal of Zoology, v. 270, p. 060606025751026-???, 2006. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-7998.2006.00102.x>. Acesso em: 30 abr. 2014.

DIAS, D. D. M. Spatiotemporal ecology of the striped hog-nosed skunk *Conepatus semistriatus* (Carnivora, Mephitidae) in a seasonally dry forest of northeastern Brazil. **Animal Biology**, v. 67, n. 2, p. 119–131, 2017.

DIAS, D. de M.; MASSARA, R. L.; DE CAMPOS, C. B.; HENRIQUE GUIMARÃES RODRIGUES, F. Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 253–265, 2019.

DILLON, A. **Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera-trapping and radio telemetry**, Virginia Polytechnic Institute and State University, 2005.

DOHERTY, T. S.; DICKMAN, C. R.; GLEN, A. S.; NEWSOME, T. M.; NIMMO, D. G.; RITCHIE, E. G.; VANAK, A. T.; WIRSING, A. J. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, n. July 2016, p. 56–59, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.007>

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Trophic categories in a mammal assemblage : diversity in an agricultural landscape use of biodiversity within the Neotropical region. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 287–292, 2007.

ESRI. **Software ArcGIS desktop, license type Arcinfo, version 10.1**, 2016.

FERRAZ, K. M. P. M. de B.; DE SIQUEIRA, M. F.; MARTIN, P. S.; ESTEVES, C. F.; DO COUTO, H. T. Z. Assessment of *Cercopithecus* thous distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 74, n. 3, p. 275–280, 2010.

FERREIRA, A. S.; PERES, C. A.; BOGONI, J. A.; CASSANO, C. R. Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. **Mammal Review**, v. 48, n. 4, p. 312–327, 2018.

FIORELLO, C. V.; NOSS, A. J.; DEEM, S. L. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isono of Bolivia. **Conservation Biology**, v. 20, n. 3, p. 762–771, 2006.

FORNITANO, L.; ANGELI, T.; COSTA, R. T.; OLIFIERS, N.; BIANCHI, R. de C. Medium to large-sized mammals of the Augusto Ruschi Biological Reserve, São Paulo State, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 232–243, 2015.

FULLER, T.; SIEVERT, P. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. **Carnivore conservation**, n. December, p. 163–179, 2001. Disponível em: http://scholarworks.umass.edu/nrc_faculty_pubs/106/

FUSCO-COSTA, R.; INGBERMAN, B.; DO COUTO, H. T. Z.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; MONTEIRO-FILHO, E. L. D. A. Population density of a coastal island population of the ocelot in Atlantic Forest, southeastern Brazil. **Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 75, n. 4, p. 358–362, 2010. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1616504709001347>. Acesso em: 12 maio. 2014.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil 1. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. April, p. 146–151, 2006.

GHELER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R.; VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185–191, 2012.

GOMPPER, B. M. E.; DECKER, D. M. *Nasua nasua*. n. 580, p. 1–9, 1998.

GOMPPER, M. E.; LESMEISTER, D. B.; RAY, J. C.; MALCOLM, J. R.; KAYS, R. Differential habitat use or intraguild interactions: What structures a carnivore community? **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1–18, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0146055>

GOULART, F.; GRAIPEL, M. E.; TORTATO, M.; GHIZONI-JR, I.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G.; CÁCERES, N. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 4, n. 3, p. 137–143, 2009. Disponível em: <http://revistas.unisinos.br/index.php/neotropical/article/view/5126/2378>. Acesso em: 29 abr. 2014.

HAMMER, A. S.; DIETZ, H. H.; ANDERSEN, T. H.; NIELSEN, L.; BLIXENKRONE-MOELLER, M.; HAMMER, A. S.; DIETZ, H. H.; ANDERSEN, T. H.; NIELSEN, L.; BLIXENKRONE-MOELLER, M. Distemper virus as a cause of central nervous disease and death in badgers (*Meles meles*) in Denmark. **Vet. Rec.**, v. 154, n. 17, p. 527–530, 2004.

HANNIBAL, W. Mammals of medium and large size from a fragmented seasonal forest landscape in Mato Grosso do Sul state, central-western Brazil. **Check List**, v. 10, n. 6, p. 1430–1434, 2014.

HETHERINGTON, D. A.; GORMAN, M. L. Using prey densities to estimate the potential size of reintroduced populations of Eurasian lynx. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 37–44, 2007.

HJERT, C. **People vs. Wildlife: Buffer zones to integrate wildlife conservation and development?** 2006. Södertörns Högskola Miljö- och Utvecklingsprogrammet C-uppsats 10 poängmmet C-uppsats 10 poäng. Södertörns Högskola University College, 2006.

HUGHES, J. O. E. L. E. N. E.; MACDONALD, D. W.; BOITANI, L. U. I. G. I. Roaming free in the rural idyll: Dogs and their connections with wildlife. In: **he Domestic Dog. Its evolution, behaviour and interactions with people**. p. 369–384.

HUSSEMAN, J. S.; MURRAY, D. L.; POWER, G.; MACK, C.; WENGER, C. R.; QUIGLEY, H. Assessing differential prey selection patterns between two sympatric large carnivores. **Oikos**, v. 101, n. 3, p. 591–601, 2003.

JORDAN, C. A.; SCHANK, C. J.; URQUHART, G. R.; DANS, J. A. Terrestrial Mammal Occupancy in the Context of Widespread Forest Loss and a Proposed Interoceanic Canal in Nicaragua's Decreasingly Remote South Caribbean Region. **PloS one**, v. 11, n. 3, p. e0151372, 2016.

JOTIKAPUKKANA, S.; BERG, Å.; PATTANAVIBOOL, A. Wildlife and human use of buffer-zone areas in a wildlife sanctuary. **Wildlife Research**, v. 37, n. 6, p. 466–474, 2010.

KAYS, R. W.; GOMPPER, M. E.; RAY, J. C. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. **Ecological Applications**, v. 18, n. 4, p. 1014–1027, 2008.

KNOPFF, A. A.; KNOPFF, K. H.; BOYCE, M. S.; ST. CLAIR, C. C. Flexible habitat selection by cougars in response to anthropogenic development. **Biological Conservation**, v. 178, p. 136–145, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.017>

KOSTER, J. The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 3, p. 211–220, 2008.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S. I.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G. D.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. **Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo**, p. 68–137, 2005.

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, 2009.

LESMEISTER, D. B.; GOMPPER, M. E.; MILLSPAUGH, J. J. Habitat selection and home range dynamics of eastern spotted skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. **The Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 1, p. 18–25, 2009.

LESSA, L. G.; ALVES, H.; GEISE, L.; BARRETO, R. M. F. Mammals of medium and large size in a fragmented cerrado landscape in northeastern Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 2, p. 192–196, 2012.

LEWIS, J. S.; BAILEY, L. L.; VANDEWOUDE, S.; CROOKS, K. R. Interspecific interactions between wild felids vary across scales and levels of urbanization. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 24, p. 5946–5961, 2015.

LOMBARDI, J. V.; TEWES, M. E.; PEROTTO-BALDIVIESO, H. L.; MATA, J. M.; CAMPBELL, T. A. Spatial structure of woody cover affects habitat use patterns of ocelots in Texas. **Mammal Research**, v. 65, n. 3, p. 555–563, 2020.

LOPES, A. L. de B.; MANTOVANI, J. E.; EPIPHANIO, J. C. N.; FONSECA, L. M. G. Determinação da área de vida e do uso de habitats pela jaguatirica (*Felis pardalis*) na região nordeste do Estado de São Paulo. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12 (SBSR)**, p. 3129–3136, 2005.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 7, p. 1573–1580, 2008.

MACKENZIE, D.; HINES, J. **RPresence: R interface for program PRESENCE**, R package version, 2018.

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 9, n. 3, p. 300–318, 2004.

MAGIOLI, M.; DE BARROS FERRAZ, K. M. P. M.; RODRIGUES, M. G. Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo State, Brazil. **Check List**, v. 10, n. 4, p. 850–856, 2014.

MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FERRAZ, K. M. B.; MIOTTO, R. A.; DE CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, M. G.; DA SILVA CANHOTO, M. C.; SETZ, E. F. Stable isotope evidence of puma concolor (felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 451–460, 2014.

MAPBIOMAS. Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2022c. <http://mapbiomas.org/>

MANTOVANI, J. E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo**. 2001. Universidade Federal de São Carlos, 2001.

MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. de O.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; BARRETO, M. de F.; CHIARELLO, A. G. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 92, p. 86–93, 2018. a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.009>>

MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. de O.; BAILEY, L.; DOHERTY, P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 125–134, 2018. b.

MELO, A. C. G., G. D. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara**, São Paulo: Instituto Florestal, 2011.

MENDES, A. F.; IGARI, A. T.; LUCCA, A. L. T.; ANTUNES, A. P.; MELLO, A. C. G.; NETO, A. G. P.; MENARIN, C.; FREITAS, C. A.; BRIANI, D. C.; SILVA, D. A.; DICKFELDT, E. P.; NÉRI, F. M.; ARCOVA, F. C. S.; FRANCO, G. A. D. C.; CIOCHETI, G.; DURIGAN, G.; BRITO, G. R. R.; RIBEIRO, H. J.; COSTA, H. B.; MATTOS, I. S. A.; SERRA, J. P.; VERONESI JUNIOR, J. L.; PASTORI, J. A.; BAITELLO, J. B.; MONTEIRO, J. B.; GUILLAUMON, J. R.; CABRAL, J. C.; TAMBOSI, L. R.; TOLEDO, L. F.; CARVALHO, M. P.; ROSSI, M.; GARRIDO, M. A. O.; NALLON, M. A.; TONIATO, M. T. Z.; KANASHIRO, M. M.; TABANEZ, M. F.; RANZINI, M.; IVANAUSKAS, N. M.; AGUIAR, O. T.; RUFFINO, P. H. P.; MIRANDA, R. S.; FERREIRA, R. S. C.; PFEIFER, R. M.; RAIMUNDO, S.; SOUZA, S. A.; THOMAZIELLO, S.; CICCIO, V.; PIVELLO, V. R. **Plano de manejo do Parque Estadual de Vassununga**. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, Fundação Florestal, 2009.

MICHALSKI, F.; CRAWSHAW, P. G.; OLIVEIRA, T. G. De; FABIÁN, M. E. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed

vegetation mosaic of southeastern Brazil / Notes sur le territoire et l'utilisation de l'habitat de trois espèces de petits carnivores dans une végétation mosaïque perturb. **Mammalia**, v. 70, n. 1/2, p. 52–57, 2006. Disponível em: http://www.degruyter.com/view/j/mamm.2006.70.issue-1_2/mamm.2006.004/mamm.2006.004.xml. Acesso em: 29 abr. 2014.

MICHALSKI, F.; PERES, C. a. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 383–396, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705000704>. Acesso em: 28 abr. 2014.

MILLS, M. G. L.; GORMAN, M. L. Factors Affecting the Density and Distribution of Wild Dogs in the Kruger National Park. **Conservation Biology**, v. 11, n. 6, p. 1397–1406, 1997. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.1997.96252.x>

MOSS, W. E.; ALLDREDGE, M. W.; LOGAN, K. A.; PAULI, J. N. Human expansion precipitates niche expansion for an opportunistic apex predator (*Puma concolor*). **Scientific Reports**, v. 6, n. December 2016, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/srep39639>

NAGAKO SHIDA, C.; PIVELLO, V. R. Caracterização fisiográfica e de uso das terras da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP, com o uso de sensoriamento remoto e SIG. **Investigaciones Geográficas**, n. 49, 2002.

NAGY-REIS, M. B.; NICHOLS, J. D.; CHIARELLO, A. G.; RIBEIRO, M. C.; SETZ, E. Z. F. Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. **PLoS ONE**, v. 12, n. 1, p. 1–22, 2017.

OLIVEIRA, T. G. De; TORTATO, M. A.; SILVEIRA, L.; KASPER, C. B.; MAZIM, F. D.; LUCHERINI, M.; JÁCOMO, A. T.; SOARES, J. B. G.; MARQUES, R. V.; SUNQUIST, M. E. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. **Biology and Conservation of Wild Felids (DW Macdonald & A. Loveridge, org.)**. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido, p. 563–584, 2010.

ONORATO, D. P.; CRIFFIELD, M.; LOTZ, M.; CUNNINGHAM, M.; MCBRIDE, R.; LEONE, E. H.; BASS, O. L.; HELLGREN, E. C. Habitat selection by critically endangered Florida panthers across the diel period: Implications for land management and conservation. **Animal Conservation**, v. 14, n. 2, p. 196–205, 2011.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE MARCO JR, P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos, SP: RIMA Editora, 2006.

PAOLINO, R. M.; ROYLE, J. A.; VERSIANI, N. F.; RODRIGUES, T. F.; PASQUALOTTO, N.; KREPSCHI, V. G.; CHIARELLO, A. G. Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 874–884, 2018.

PAOLINO, R. M.; VERSIANI, N. F.; PASQUALOTTO, N.; RODRIGUES, T. F.; KREPSCHI, V. G.; CHIARELLO, A. G. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, p. 1–13, 2016.

PARSONS, A. W., ROTA, C. T., FORRESTER, T., BAKER-WHATTON, M. C., MCSHEA, W. J., SCHUTTLER, S. G., MILLSPAUGH, J. J.; KAYS, R. Urbanization focuses carnivore activity in remaining natural habitats, increasing species interactions. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 8, p. 1894-1904, 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13385>

PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; SANTOS, P. M.; PAGLIA, A. P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, n. 6627, 2018.

PELLANDA, M.; ALMEIDA, C.; SANTOS, M. de F.; HARTZ, S. Dieta do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*, Procyonidae, Carnivora) no Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 154–159, 2010.

PERES, C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1490–1505, 2001.

PURVIS, A; GITTLEMAN, J. L.; COWLISHAW, G.; MACE, G. M. Predicting extinction risk in declining species. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 267, n. 1456, p. 1947–52, 2000. Disponível em: <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=1690772&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>. Acesso em: 28 abr. 2014.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>**, 2018.

RAÍCES, D.; BERGALLO, H. Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) in Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 1, p. 24–30, 2010.

REALE, R.; FONSECA, R. C. B.; UIEDA, W. Medium and large-sized mammals in a private reserve of natural Heritage in the municipality of Jaú, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 10, n. 5, p. 997–1004, 2014.

RIBEIRO, F. S.; NICHOLS, E.; MORATO, R. G.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Disturbance or propagule pressure? Unravelling the drivers and mapping the intensity of invasion of free-ranging dogs across the Atlantic forest hotspot. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 2, p. 191–204, 2019.

RICH, L. N.; DAVIS, C. L.; FARRIS, Z. J.; MILLER, D. A. W.; TUCKER, J. M.; HAMEL, S.; FARHADINIA, M. S.; STEENWEG, R.; DI BITETTI, M. S.; THAPA, K.; KANE, M. D.; SUNARTO, S.; ROBINSON, N. P.; PAVIOLO, A.; CRUZ, P.; MARTINS, Q.; GHOLIKHANI, N.; TAKTEHRANI, A.; WHITTINGTON, J.; WIDODO, F. A.; YOCCOZ, N. G.; WULTSCH, C.; HARMSSEN, B. J.; KELLY, M. J. Assessing

global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 8, p. 918–929, 2017.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

RITCHIE, E. G.; DICKMAN, C. R.; LETNIC, M.; VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs as predators and trophic regulators. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**, p. 55–68, 2014.

ROBINSON, J. G. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press, Washington, DC, p. 111–130, 1996.

RODRIGUES, T. F.; CHIARELLO, A. G. Native forests within and outside protected areas are key for nine-banded armadillo (*Dasybus novemcinctus*) occupancy in agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 266, n. April, p. 133–141, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.001>

RUTLEDGE, D. **Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?** 2003. 2003. Disponível em: http://sof.eomf.on.ca/Biological_Diversity/Ecosystem/Fragmentation/Indicators/Shape/Documents/Landscape_fragmentation_

SANTOS, F., CARBONE, C., WEARN, O. R., ROWCLIFFE, J. M., ESPINOSA, S., LIMA, M. G. M., AHUMADA, J. A., GONÇALVES, A. L. S., TREVELIN, L. C.; ALVAREZ-LOAYZA, P., SPIRONELLO, W. R., JANSEN, P. A., JUEN, L., PERES, C. A. Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. **PloS One**, v. 14, n. 3, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213671>

SARMENTO, P. B.; CRUZ, J.; EIRA, C.; FONSECA, C. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. **European Journal of Wildlife Research**, v. 57, n. 1, p. 119–131, 2011.

SCHIPPER, J. et al. The Status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, p. 1–65, 2008.

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

SCHUETTE, P.; WAGNER, A. P.; WAGNER, M. E.; CREEL, S. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. **Biological Conservation**, v. 158, p. 301–312, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.008>

SEPÚLVEDA, M.; PELICAN, K.; CROSS, P.; EGUREN, A.; SINGER, R. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 4, p. 290–297, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.001>

- SILVA, L. T. Da; DE SOUZA, A. C. F. F.; DA SILVA, L. A. M. Ecology, interactions and human perceptions of cerdocyon thous in rural landscapes in the state of Pernambuco, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 92, n. 3, p. 1–13, 2020.
- SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 771–779, 2008.
- SUNQUIST, M. E.; SUNQUIST, F.; DANEKE, D. E. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. **Advances in neotropical mammalogy**, v. 197, 1989.
- SUNQUIST, M.; SUNQUIST, F. **Wild Cats of the World**. University of Chicago Press, 2002. Disponível em: <http://books.google.com.br/books?id=hFbJWMh9-OAC>
- THORNTON, D. H.; BRANCH, L. C.; SUNQUIST, M. E. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 2324–2333, 2011.
- TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia**, v. 9, n. 3–4, p. 405–412, 2000.
- TROVATI, R. G.; DE BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Habitat use and home range of brown-nosed coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, n. 3, p. 1069–1077, 2010.
- TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330–333, 1996.
- VANAK, A. T.; DICKMAN, C. R.; SILVA-RODRIGUEZ, E. A.; BUTLER, J. R. A.; RITCHIE, E. G. Top-dogs and under-dogs: Competition between dogs and sympatric carnivores. **Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation**, 2014.
- VICKERS, T. W.; SANCHEZ, J. N.; JOHNSON, C. K.; MORRISON, S. A.; BOTTA, R.; SMITH, T.; COHEN, B. S.; HUBER, P. R.; ERNEST, H. B.; BOYCE, W. M. Survival and mortality of pumas (*Puma concolor*) in a fragmented, urbanizing landscape. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, p. 1–18, 2015.
- VYNNE, C. **Landscape use by wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado**. 2010. University of Washington, 2010.
- WANG, B.; ROCHA, D. G.; ABRAHAMS, M. I.; ANTUNES, A. P.; COSTA, H. C. M.; GONÇALVES, A. L. S.; SPIRONELLO, W. R.; DE PAULA, M. J.; PERES, C. A.; PEZZUTI, J.; RAMALHO, E.; REIS, M. L.; CARVALHO, E.; ROHE, F.; MACDONALD, D. W.; TAN, C. K. W. Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 9, p. 5049–5062, 2019.

WOLFF, N. M.; FERREGUETTI, A. C.; TOMAS, W. M.; BERGALLO, H. G.
Population density, activity pattern and habitat use of the ocelot *leopardus pardalis* in
an Atlantic forest protected area, Southeastern Brazil. **Hystrix**, v. 30, n. 2, 2019.

YOUNG, J. K.; OLSON, K. A.; READING, R. P.; AMGALANBAATAR, S.; BERGER,
J. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife
populations. **BioScience**, v. 61, n. 2, p. 125–132, 2011.

MANUSCRITO 2: CO-OCORRÊNCIA DE CARNÍVOROS EM ÁREAS FRAGMENTADAS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA

RESUMO

Mamíferos carnívoros são influenciados por outros membros da guilda por meio da predação intra-guilda ou competição, especialmente por interferência. Entre espécies filogeneticamente próximas a competição interespecífica pode ser mais intensa e ocorrer entre espécies nativas e domésticas. Para evitar a competição por interferência, as espécies podem mudar o comportamento se diferenciando no uso dos recursos alimentares, nos horários de atividade e no uso do habitat. As intensas ações antrópicas transformam os habitats naturais e a nova conformação da paisagem pode alterar a disponibilidade de recursos e intensificar a competição entre duas ou mais espécies. O objetivo foi testar a hipótese de que carnívoros potencialmente competidores de maior porte afetam o uso da paisagem dos carnívoros menores, e cães-domésticos afetam o uso da paisagem de carnívoros silvestres. Utilizando armadilhas fotográficas em dezenove fragmentos de oito Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, investiguei a co-ocorrência entre carnívoros considerando as variáveis que afetam a ocupação das espécies em uma paisagem fragmentada inserida em matriz agrícola e urbana. Utilizei modelos *single-season-multi-species* para cada par de espécies, combinando as variáveis que explicam a ocupação dos carnívoros e comparando os modelos com e sem interação entre as espécies utilizando o Critério de Informação de Akaike ajustado para pequenas amostras. O uso da paisagem da irara, jaguatirica e onça-parda foram afetados pela ocorrência de cães-domésticos, e o uso da paisagem da jaguatirica foi afetado pela ocorrência de lobo-guará. A co-ocorrência entre as espécies foi afetada apenas por variáveis relacionadas às culturas agrícolas e infraestruturas humanas. Os resultados trazem importantes informações acerca do impacto das ações antrópicas nas comunidades carnívoras, principalmente sobre a presença de cães-domésticos, e ressaltam o quanto a antropização dos habitats influenciam as relações intra-guildas, destacando a importância de áreas nativas.

ABSTRACT

Carnivore mammals are influenced by other guild members through intra-guild predation or competition. Among phylogenetically close species, interspecific

competition can be more intense and occur between native and domestic species. To avoid intra-guild competition, species can change behavior and use of food resources, altering activity and landscape use. The intense anthropic interference the natural habitats and the new conformation of the landscape can change the resources availability and intensify the competition between two or more species. The objective was to test the hypothesis that potentially competing larger carnivore affect the landscape use of smaller carnivore, and domestic dogs affect the habitat use of wild carnivores. Using camera traps in nineteen fragments of eight protected areas from São Paulo State, I investigated the co-occurrence between carnivores considering the variables that affect the species occupancy in a fragmented landscape inserted in an agricultural and urban matrix. I used single-season-multi-species models for each pair of species, combining variables that explain carnivore occupancy and comparing models with and without interaction between species using the Akaike Information Criterion adjusted for small samples. The habitat use of the tayra, ocelot and puma were affected by the occurrence of domestic dogs, and the habitat use of the ocelot was affected by the occurrence of the maned wolf. Co-occurrence between species was only affected by variables related to agricultural crops and human infrastructure. The results provide important information about the impact of anthropic actions on carnivore communities, mainly on the presence of domestic dogs, and attract attention how the anthropization of habitats influences intra-guild relationships, highlighting the importance of native areas.

1. INTRODUÇÃO

A competição interespecífica pode ocorrer quando uma espécie reduz a disponibilidade de um recurso compartilhado com outras (competição por exploração) ou quando interfere na habilidade de outras espécies acessarem esses recursos, através de interações comportamentais (competição por interferência) (GUREVITCH; MORRISON; HEDGES, 2000; HUNTER, 2008; LINNELL; STRAND, 2000). Entre os mamíferos, muitas espécies da ordem Carnivora são influenciadas adversamente por outros membros da guilda, seja por meio da predação intra-guilda ou da competição (CARO; STONER, 2003; CREEL; CREEL, 1996; FEDRIANI et al., 2000; LINNELL; STRAND, 2000; RAY; SUNQUIST, 2001). Estudos recentes mostram o efeito de interações entre carnívoros, com implicações importantes sobre as espécies

ameaçadas de extinção (DI BITETTI et al., 2010; DRÖGE et al., 2017; GROOM; LANNAS; JACKSON, 2017; LI et al., 2021; NGOPRASERT et al., 2012; TORRETTA et al., 2016). Para evitar os efeitos deletérios da competição interespecífica, as espécies podem ajustar seu comportamento de maneira que a coexistência com outras espécies seja possível e, são estes ajustes que, evolutivamente, podem atuar na separação de nichos, na diversificação e na especialização das espécies (CHESSON, 2000; CONNELL; CONNELL, 1961).

Dentre as mudanças comportamentais para evitar a competição estão a diferenciação no uso dos recursos alimentares e a segregação temporal e espacial (LINNELL; STRAND, 2000; ŠÁLEK et al., 2013). Para haver estabilidade na coexistência entre duas espécies, é necessário que elas segreguem, pelo menos parcialmente, ao longo de um ou mais eixos do seu nicho ecológico (HARDIN, 1960; MACARTHUR, ROBERT, 1967). Dessa forma, para que espécies de carnívoros coexistam em um intervalo espacial, é comum a segregação na dieta (BIANCHI et al., 2016; LANSZKI et al., 2020) e no padrão de atividades (BIANCHI et al., 2016; DI BITETTI et al., 2009, 2010; GERBER; KARPANTY; RANDRIANANTENAINA, 2012; SCHUETTE et al., 2013).

De um modo geral os carnívoros de menor porte tendem a evitar as espécies de porte maior que são competitivamente dominantes (CROOKS; SOULÉ, 1999; MILLS; GORMAN, 1997). Para os carnívoros dominantes a qualidade e distribuição dos recursos na paisagem são decisivos na distribuição espacial (KARANTH et al., 2017), enquanto as espécies de menor porte precisam considerar, além da qualidade do habitat, a supressão dos carnívoros dominantes (K. MONDAL, 2012). Assim, uma vez que os carnívoros são influenciados tanto pelas relações interespecíficas quanto pelas características do habitat, para entender a coexistência entre as espécies é necessário considerar as características e os recursos disponíveis da paisagem (GOMPPER et al., 2016).

A competição interespecífica também ocorre com espécies exóticas e pode ser mais intensa entre espécies filogeneticamente próximas, como entre os carnívoros nativos e os cães-domésticos (VANAK; GOMPPER, 2009, 2010). O crescimento da população humana levou ao aumento da presença do cão-doméstico co-ocorrendo com mamíferos silvestres, principalmente em fragmentos com matriz urbana e áreas rurais. Cães domésticos podem competir com carnívoros nativos consumindo presas (CAMPOS et al., 2007; GALETTI; SAZIMA, 2006; LACERDA; TOMAS; MARINHO-

FILHO, 2009; RITCHIE et al., 2014), atuando como predadores (CAMPOS et al., 2007; GALETTI; SAZIMA, 2006; GATTI; SEIBERT; MOREIRA, 2018) e como transmissor de doenças (BUTLER; DU TOIT; BINGHAM, 2004; WOODROFFE et al., 2012). A presença de cães é comum em Unidades de Conservação, mesmo naquelas de uso restrito, onde não são permitidos visitantes (LESSA et al., 2016).

Além de intensificar a presença de cães-domésticos, as intensas ações antrópicas transformam a paisagem natural em fragmentos de vegetações nativas de vários tamanhos, inseridos em uma matriz de áreas urbanas, agrícolas e rodovias (PAGLIA; FERNANDEZ; DE MARCO JR, 2006; RICKETTS, 2001). Esta nova conformação da paisagem pode diminuir ou eliminar os recursos necessários para os organismos (KRONKA et al., 2005; PAGLIA; FERNANDEZ; DE MARCO JR, 2006; PAVIOLO et al., 2016), o que pode intensificar a competição entre duas ou mais espécies por recursos utilizados de maneira semelhante (SCHOENER, 1974). Ademais, a capacidade humana de interferir em processos ecológicos é demonstrada em diversos táxons, desde a ciclagem de nutrientes até a assembleia de espécies da comunidade (DIRZO et al., 2014; FRID; DILL, 2002; MCKINNEY, 2006). Apesar disso, poucos são os estudos que quantificam os efeitos antrópicos nas comunidades carnívoras silvestres, embora os declínios nas populações carnívoras demonstrem a urgência de avaliar como áreas antrópicas alteram as interações dentro das comunidades (CEBALLOS; EHRLICH, 2002; RIPPLE et al., 2014).

Considerando a matriz antrópica das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da ocorrência de mamíferos carnívoros de maior porte no uso da paisagem pelas espécies de menor porte incluindo o cão-doméstico, uma espécie exótica que ocorre em altas densidades e formando matilhas. Levando em consideração as características da vegetação, a disponibilidade de recursos e as infraestruturas humanas em oito Unidades de Conservação do Estado de São Paulo e seus arredores, as hipóteses são: (1) o uso da paisagem dos carnívoros de menor porte é influenciado pela presença de espécies de maior porte; e (2) a presença de cães-domésticos tem impacto no uso da paisagem de todas as espécies de carnívoros nativos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Dezenove fragmentos com tamanhos variando de 96 a 10.285ha foram amostrados em oito Unidades de Conservação (UC) (Material Suplementar - Tabela 1) das regiões norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo, onde as paisagens de Cerrado e Mata Atlântica tornaram-se fragmentadas (KRONKA et al., 2005). A matriz dessas áreas protegidas é formada por plantações de cana-de-açúcar, pinus, eucalipto, laranja e café, além de pastagens e áreas urbanas (mais informações disponíveis no Material Suplementar) (MELO, A. C. G., 2011; NAGAKO SHIDA; PIVELLO, 2002; ROCHA-MENDES; BIANCONI, 2009).

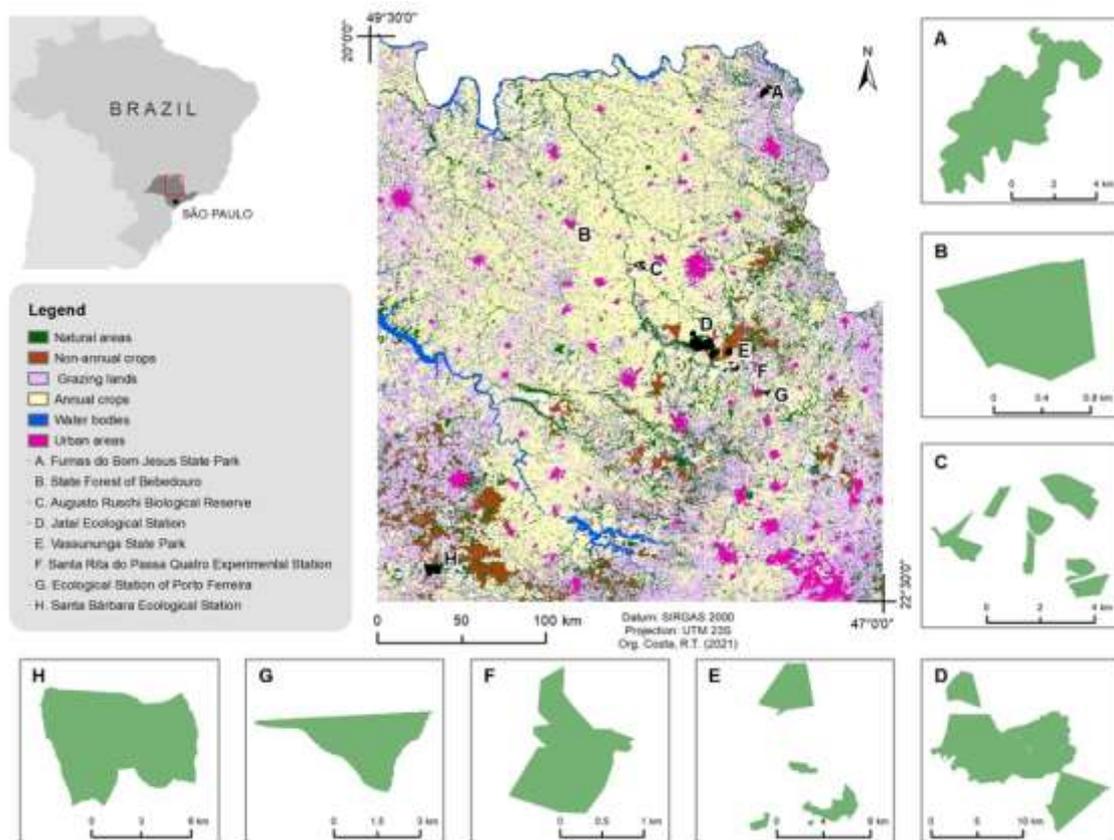


Figura 1. Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 nas regiões norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo.

2.2. Coleta de dados

Os carnívoros foram registrados usando armadilhas fotográficas não-iscadas, distribuídas em pontos de amostragem distantes ~1km entre si. Os pontos amostrados foram delineados sistematicamente usando imagens de satélite do Google Earth,

sendo instalada uma armadilha-fotográfica em cada ponto e a quantidade de pontos variou de acordo com o tamanho do fragmento, de forma que toda a área fosse amostrada. Posteriormente, os pontos amostrados foram agregados em um conjunto de 1–5 pontos, de acordo com o tamanho do fragmento e unindo os pontos mais próximos (Apêndice A: Figura 1), e cada conjunto de pontos foi considerado um sítio amostrado (Apêndice A: Tabela 1). A coleta de dados foi realizada de outubro/2012 a agosto/2017 e as câmeras foram fixadas em troncos de árvores aproximadamente 30-40 cm acima do solo e programadas para operação contínua (24 horas/dia), capturando três fotos a cada 10 segundos quando acionadas. Cada armadilha fotográfica permaneceu ativa por 60 dias em média e funcionaram continuamente durante o período de amostragem com inspeções realizadas a cada 15 a 20 dias.

2.3. Análise dos dados

Considere o intervalo de 60 minutos entre as fotos de uma mesma espécie como um registro independente e construí uma matriz de histórico de ocupação para cada espécie utilizando o valor “1” quando a espécie estava presente e “0” quando estava ausente em cada ocasião de amostragem. Cada intervalo de seis dias foi considerado uma ocasião de amostragem. Para avaliar a co-ocorrência entre as espécies, utilizei as variáveis que explicaram a ocupação de cada espécie obtidas por Fornitano et al. (em preparação) (Tabela 1) para testar se a ocupação dos carnívoros de pequeno porte é influenciada negativamente pelas espécies de maior ou mesmo porte, levando em consideração as variáveis que afetam a ocupação individual de cada espécie. Utilizei a massa corporal (kg) para definir o porte das espécies, sendo assim, para cada dupla, a espécie de maior porte era aquela com maior massa corporal descrita na literatura. Para cada par de espécies construí modelos *single-season-multi-species* (Mackenzie et al 2015), testando as variáveis que afetaram a detecção (p) sem interação e mantendo a ocupação (ψ) nula. Depois, mantive as variáveis que explicaram a detecção e combinei as variáveis que explicam a ocupação de cada espécie (Fornitano et al., em preparação), construindo modelos com e sem interação. Finalmente, comparei os modelos que consideravam apenas a ocupação (ψ_A e ψ_{Ba}) com os modelos que consideravam a interação entre as espécies (ψ_A , ψ_{Ba} e ψ_{BA}). Para construir os modelos utilizei a função “occuMulti” do pacote ‘Unmarked’ no RStudio e comparei os modelos utilizando o Critério de Informação de Akaike ajustado para pequenas amostras (AICc). Considerei os valores beta (β) com

intervalo de confiança de 85% (ARNOLD, 2010; BURNHAM; ANDERSON, 2002) e os modelos mais plausíveis foram aqueles com peso cumulativo de até 0,90 (isto é, um conjunto de confiança de 90%) (ARNOLD, 2010). Interpretei a co-ocorrência apenas entre as espécies que tiveram o modelo de interação melhor classificado que o modelo sem interação, ou seja, quando a presença da espécie dominante foi mais importante para a ocupação do que apenas as variáveis ambientais. Além disso, os valores de β indicam a influência de cada variável do modelo selecionado e se a influência foi positiva ou negativa, permitindo avaliar se na presença da espécie competidora ocorre alteração na probabilidade de ocupação da espécie menor. Testei a correlação das variáveis por meio da análise de correlação de Spearman e variáveis com correlação acima de 60% não foram incluídas no mesmo modelo.

Tabela 1. Descrição das variáveis utilizadas para avaliar a co-ocorrência entre carnívoros em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Variável	Descrição	Parâmetro
ANUALfrag	Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
ANUALsítio	Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
AREAha	Tamanho dos fragmentos em hectares	ψ
FLORESTAfrag	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
FLORESTAsítio	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
ISOL	Distância euclidiana da borda do fragmento até a borda da área de vegetação nativa mais próxima.	ψ
ABERTAfrag	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
ABERTAsítio	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
PASTOfrag	Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
PASTOsítio	Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
PERENEfrag	Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ

PERENEsítio	Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado.	ψ
PRESAS	Total de presas potenciais de cada espécie dividido pelo esforço de amostragem em cada sítio amostrado para calcular um índice de abundância relativa de presas (material suplementar Tabela 1).	ψ
RODist	Distância linear em metros de cada sítio amostrado até a rodovia mais próxima.	ψ
SILVICfrag	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
SILVICsítio	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km do sítio amostrado do centroide.	ψ
URBANA%	Porcentagem de área urbana em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.	ψ
URBANAdist	Distância linear em metros do sítio amostrado até a área urbana mais próxima.	ψ
ÁGUAext	Extensão em km de corpos d'água no buffer de 1,5km a partir da borda do fragmento.	ψ
ÁGUAdist	Distância linear em metros do sítio amostrado até o corpo d'água mais próximo.	ψ
CDOM	Total de registros de <i>Canis familiaris</i> de médio e grande porte dividido pelo esforço amostral em cada ponto amostrado.	ψ
DIAS	Dia ordinal do ano no início da ocasião.	ρ
ESFORÇO	Esforço total de amostragem de todas as câmeras no sítio amostrado.	ρ
PREC	Precipitação média mensal em milímetros do município onde está localizado o fragmento.	ρ
TEMP	Temperatura média mensal em graus Celsius do município onde está localizado o fragmento.	ρ

3. RESULTADOS

Amostrei 55 sítios em 19 fragmentos das oito Unidades de Conservação e obtive um esforço amostral de 10.233 armadilhas-noite. Obtive 616 registros de nove espécies de carnívoros silvestres – *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*,

Conepatus semistriatus, *Eira barbara*, *Leopardus pardalis*, *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus* e *Puma concolor*, *Puma yagouaroundi* e uma doméstica – *Canis familiaris* de médio e grande porte. Modelos de co-ocorrência foram construídos para 35 pares de carnívoros, dos quais quatro tiveram os modelos que incluíam a interação com outra espécie melhores classificados que os modelos sem interação entre as espécies (Apêndice B: Tabela 3).

Co-ocorrência de *Canis familiaris* e carnívoros silvestres

Em sítios com maior porcentagem de cultura perene no entorno a irara aumentou a probabilidade de ocupar mesmo na presença do cão-doméstico, aumentou a probabilidade de ocupar sítios mais distantes de áreas urbanas na ausência de cães-domésticos e teve menor probabilidade de ocupar esse sítios na presença dos cães-domésticos (Figura 2, Tabela 2). A jaguatirica aumentou a probabilidade de ocupar sítios distantes de rodovias na ausência de cães e diminuiu a probabilidade de ocupar esses sítios na presença de cães (Figura 2, Tabela 2). A onça-parda aumentou a probabilidade de ocupar sítios com maior porcentagem de pastagens na presença de cães, e diminuiu a probabilidade de ocupar esses sítios na presença de cães (Figura 2, Tabela 2).

Tabela 2. Valores estimados (β) e intervalo de confiança de 85% para as variáveis que explicaram a probabilidade de ocupação (ψ) dos carnívoros na presença e ausência de *Canis familiaris* amostrados em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

		PASTOsítio (ψ)	PERENEsítio (ψ)	RODist (ψ)	URBANAdist (ψ)
<i>Eira barbara</i>	<i>Canis familiaris</i> presente	-	$\beta = 0,98$, IC: 0,22, 1,59	-	$\beta = -1,61$, IC: -2,77, -0,63
	<i>Canis familiaris</i> ausente	-	-	-	$\beta = 1,17$, IC: 0,79, 2,68
<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Canis familiaris</i> presente	-	-	$\beta = -2,16$, IC: -3,84, -0,49	-
	<i>Canis familiaris</i> ausente	-	-	$\beta = 1,35$, IC:0,47, 2,23	-

<i>Puma concolor</i>	<i>Canis familiaris</i> presente	$\beta = 2,87$, IC: 0,61, 5,12	-	-	-
	<i>Canis familiaris</i> ausente	$\beta = -3,03$, IC: -5,41, -0,65	-	-	-

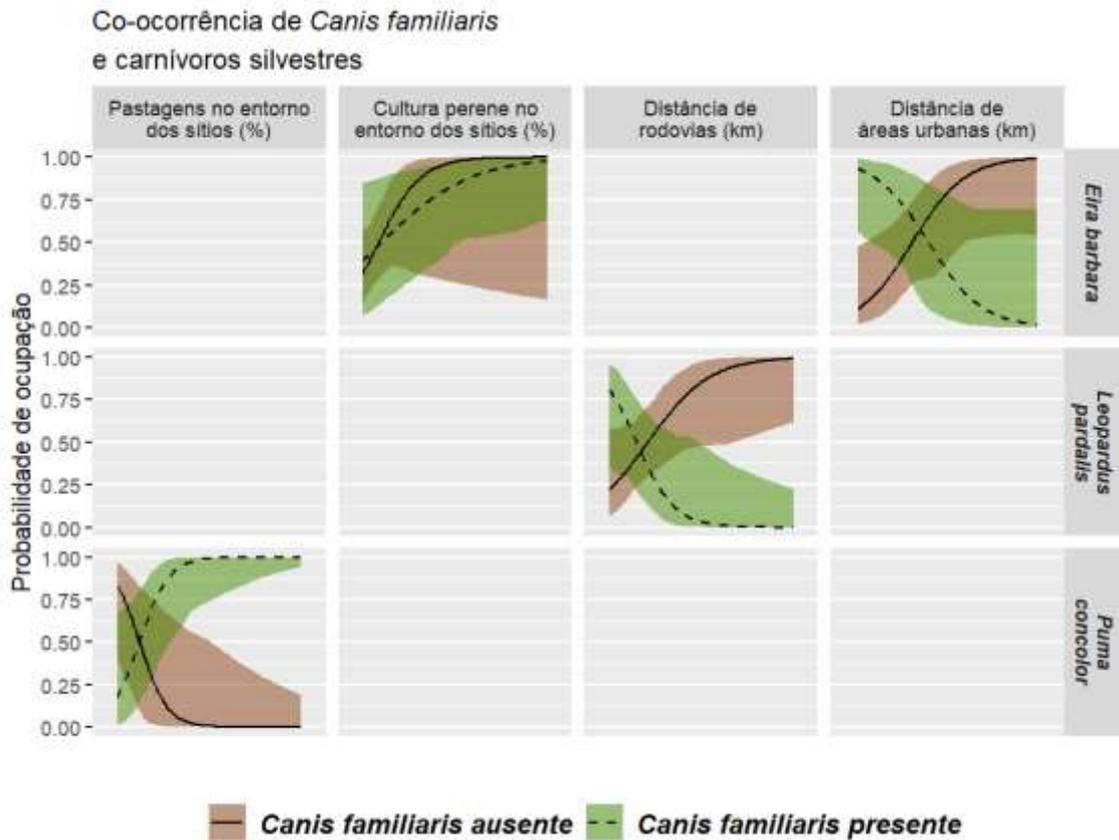


Figura 2. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de co-ocorrência entre *Canis familiaris* e carnívoros silvestres que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Co-ocorrência entre carnívoros silvestres de maior e menor porte

Apenas a co-ocorrência entre jaguatirica e lobo-guará tiveram modelos plausíveis (Apêndice B: Tabela 3). A jaguatirica teve maior probabilidade de ocupar sítios distantes de áreas urbanas na ausência do lobo-guará ($\beta = 1,87$, IC 85%: 0,76, 2,97; Figura 3) e diminuiu a probabilidade de ocupar esses sítios na presença do lobo-guará ($\beta = -2,35$, IC 85%: -4,35, -0,34; Figura 3).

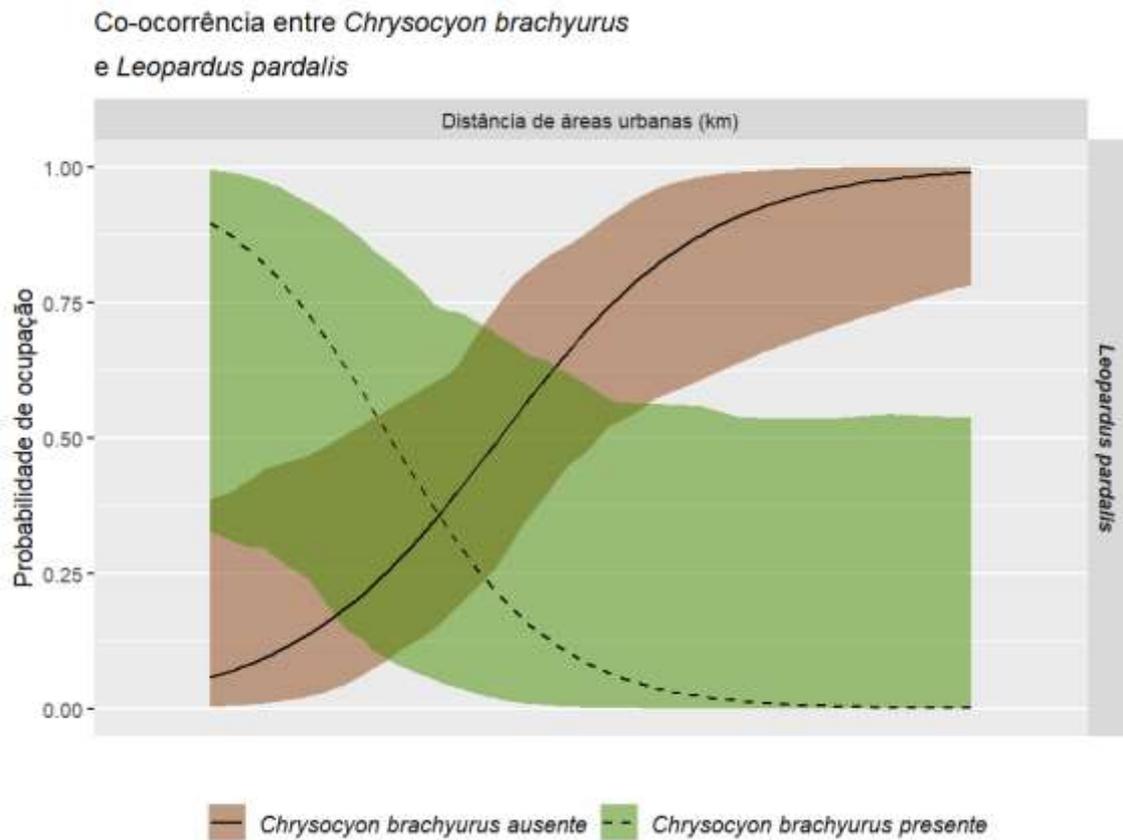


Figura 3. Valores preditos com intervalos de confiança de 85% dos modelos de co-ocorrência entre *Chrysocyon brachyurus* e *Leopardus pardalis* que adicionaram parâmetros informativos em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

4. DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que o cão-doméstico altera o uso da paisagem da irara, jaguatirica e onça-parda. Essas relações eram esperadas uma vez que cães-domésticos são frequentes em fragmentos próximos de áreas antropizadas e são conhecidos por afetarem negativamente outros carnívoros (BIANCHI et al., 2021; DOHERTY et al., 2017; MASSARA et al., 2018; VANAK et al., 2014). Além disso, o cão-doméstico afetou o uso da paisagem de carnívoros silvestres apenas em locais com alguma interferência humana - culturas agrícolas, áreas urbanas e rodovias - sugerindo que, na presença de cães, alguns carnívoros parecem recorrer à habitats mais antropizados, provavelmente na tentativa de reduzir a competição com essa espécie doméstica.

A ocupação da irara foi maior em locais com mais cultura perene tanto na presença como na ausência de cães-domésticos, indicando que nessa cultura o uso

da paisagem pela irara não é afetada pelos cães-domésticos. O registro de carnívoros em culturas perenes é comum (FERREIRA et al., 2018), provavelmente pela oferta de alimentos, principalmente roedores (GHELER-COSTA et al., 2012), por isso, é provável que a disponibilidade de recursos nesses locais favoreça a ocorrência da irara mesmo na presença de cães-domésticos. Já em locais distantes de áreas urbanas a presença de cães-domésticos diminui a probabilidade de ocupação das iraras, sugerindo que em paisagens distantes da urbanização a competição com o cão-doméstico pode ser mais intensa, conduzindo as iraras para uma paisagem mais antrópica. Esse resultado vai ao encontro dos resultados de BIANCHI et al. (2021) que observaram que os cães-domésticos parecem alterar o uso da paisagem de iraras, principalmente em locais com mais florestas nativas.

A jaguatirica também alterou o uso da paisagem na presença do cão-doméstico e diminuiu a probabilidade de ocupar locais distantes de rodovias na presença de cães. Jaguatiricas evitam locais próximos à rodovias (WANG et al., 2019) e são negativamente afetadas por cães-domésticos (MASSARA et al. 2018a, 2018b), o que vai ao encontro dos resultados observados no presente estudo, sugerindo que em locais distantes de rodovias a competição com os cães-domésticos pode ser maior, fazendo com que a espécie ocupe menos esses locais quando os cães estão presentes e procure habitats mais antrópicos.

Na presença de cães-domésticos, a onça-parda alterou o uso da paisagem, aumentando a probabilidade de ocupar locais com maior porcentagem de pastagens no entorno. Em locais onde os cães-domésticos estão ausentes, a onça-parda consegue ocupar locais com menos porcentagem de pastagens no entorno, mas na presença de cães, precisa aumentar a ocupação dos locais com pastagens no entorno, provavelmente para evitar a competição com os cães. Além disso, é provável que os locais com maior ocorrência de cães-domésticos estejam em propriedades rurais que, além da forte presença de cães-domésticos (PASCHOAL et al., 2018; SEPÚLVEDA et al., 2015), também abrigam animais frequentemente predados pela onça-parda, como ovinos e bovinos (Armador-Alcalá et al. 2013). Uma vez que a ocorrência da onça-parda é associada à habitats abertos que tenham alta biomassa de presas (ELBROCH; WITTMER, 2012), é provável que para suprir sua necessidade energética, a onça-parda ocorra nesses locais com maior porcentagem de pastagem no entorno, apesar da ocorrência de cães-domésticos.

Na presença do lobo-guará, a jaguatirica altera o uso da paisagem e diminui a probabilidade de ocupar locais distantes de áreas urbanas, ou seja, a espécie tem maior ocupação em locais mais antropizados quando o lobo-guará está presente sugerindo que quanto mais distante de áreas urbanas, mais intensa é a competição da jaguatirica com o lobo-guará. Esse resultado é semelhante ao de GÁMEZ; HARRIS (2021), que observaram um aumento significativo da interação espacial entre coiotes (*Canis latrans*) e gambás-listrados (*Mephitis mephitis*) em locais com maior detecção de humanos e sugeriu que os humanos protegem os gambás-listrados de coiotes, atuando como um “escudo-humano” (BERGER; GESE, 2007). Assim, regiões mais antropizadas podem reduzir a ocorrência de carnívoros maiores e resultar em efeitos indiretos e positivos nos carnívoros menores, reduzindo a competição por interferência (BERGER; GESE, 2007; DORRESTEIJN et al., 2015; WANG; ALLEN; WILMERS, 2015).

Os resultados do presente estudo trazem informações importantes sobre o efeito negativo da presença de cães-domésticos na ocupação de carnívoros silvestres, evidenciando como algumas espécies alteram o uso da paisagem na presença de cães-domésticos. Além disso, a mudança no uso da paisagem da jaguatirica na presença do lobo-guará reforça a teoria de que espécies de maior porte afetam negativamente a ocupação dos carnívoros menores. Esses resultados destacam o impacto da antropização dos habitats nas comunidades carnívoras e ressaltam o quanto as ações antrópicas interferem nas relações intra-guildas, reforçando a importância da manutenção de áreas nativas inseridas em uma matriz menos antrópica.

REFERÊNCIAS

- AMADOR-ALCALÁ, S.; NARANJO, E. J.; JIMÉNEZ-FERRER, G. **Wildlife predation on livestock and poultry**: Implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, v. 47, n. 2, p. 243–250, 2013.
- ARNOLD, T. W. Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. *Journal of Wildlife Management*, v. 74, n. 6, p. 1175–1178, 2010.
- BERGER, K. M.; GESE, E. M. Does interference competition with wolves limit the distribution and abundance of coyotes? *Journal of Animal Ecology*, v. 76, n. 6, p. 1075–1085, 2007.
- BIANCHI, R.; JENKINS, J. M. A.; LESMEISTER, D. B.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C. S.; FORNITANO, L.; DE OLIVEIRA, M. Y.; DE MORAIS, K. D. R.; RIBEIRO, R. L. A.; GOMPPER, M. E. Tayra (*Eira barbara*) landscape use as a function of cover types, forest protection, and the presence of puma and free-ranging dogs. *Biotropica*, 2021.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. **New York Inc: Springer**, 2002.
- CARO, T. .; STONER, C. . The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation*, v. 110, n. 1, p. 67–75, 2003. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320702001775>
- CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics*, v. 31, n. 1, p. 343–366, 2000.
- CONNELL, J. H.; CONNELL, J. H. The Influence of Interspecific Competition and Other Factors on the Distribution of the Barnacle *Chthamalus Stellatus*. *Ecology*, v. 42, n. 4, p. 710–723, 1961.
- CREEL, S.; CREEL, N. M. Limitation of African wild dogs by competition with larger carnivores. *Conservation Biology*, v. 10, n. 2, p. 526–538, 1996.
- DI BITETTI, M. S.; DE ANGELO, C. D.; DI BLANCO, Y. E.; PAVIOLO, A. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, v. 36, n. 4, p. 403–412, 2010.
- DOHERTY, T. S.; DICKMAN, C. R.; GLEN, A. S.; NEWSOME, T. M.; NIMMO, D. G.; RITCHIE, E. G.; VANAK, A. T.; WIRSING, A. J. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation*, v. 210, n. July 2016, p. 56–59, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.007>
- DORRESTEIJN, I.; SCHULTNER, J.; NIMMO, D. G.; FISCHER, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; KEHOE, L.; RITCHIE, E. G. Incorporating anthropogenic effects into trophic ecology: Predator - Prey interactions in a human-dominated landscape. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 282, n. 1814, 2015.

DRÖGE, E.; CREEL, S.; BECKER, M. S.; M'SOKA, J. Spatial and temporal avoidance of risk within a large carnivore guild. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 1, p. 189–199, 2017.

ELBROCH, L. M.; WITTMER, H. U. Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. **Mammalian Biology**, v. 77, n. 5, p. 377–384, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2012.02.010>

FEDRIANI, J. M.; FULLER, T. K.; SAUVAJOT, R. M.; YORK, E. C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia**, v. 125, n. 2, p. 258–70, 2000. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24595837>. Acesso em: 12 maio. 2014.

FERREIRA, A. S.; PERES, C. A.; BOGONI, J. A.; CASSANO, C. R. Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. **Mammal Review**, v. 48, n. 4, p. 312–327, 2018.

FORNITANO, L.; GOUVEA, J. A.; COSTA, R. T.; BIANCHI, R. de C. (em preparação). Ocupação de carnívoros em áreas fragmentadas do Cerrado e Mata Atlântica.

GÁMEZ, S.; HARRIS, N. C. Living in the concrete jungle: carnivore spatial ecology in urban parks. **Ecological Applications**, v. 31, n. 6, p. 1–9, 2021.

GHELER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R.; VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185–191, 2012.

GROOM, R. J.; LANNAS, K.; JACKSON, C. R. The impact of lions on the demography and ecology of endangered African wild dogs. **Animal Conservation**, v. 20, n. 4, p. 382–390, 2017.

GUREVITCH, J.; MORRISON, J.; HEDGES, L. The Interaction between Competition and Predation: A Meta-analysis of Field Experiments. **The American naturalist**, v. 155, n. 4, p. 435–453, 2000. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10753073>

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

HUNTER, J. S. Adaptations to Intraguild Competition in Mesocarnivores. **ProQuest**, 2008.

LI, W.; LI, J.; YANG, P.; LI, B.; LIU, C.; SUN, L. Habitat characteristics or protected area size: What is more important for the composition and diversity of mammals in nonprotected areas? **Ecology and Evolution**, n. November 2020, p. 1–15, 2021.

LINNELL, J. D. C.; STRAND, O. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. **Diversity and Distributions**, v. 6, n. 4, p. 169–176, 2000.

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

MACKENZIE, D. I. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. **Academic Press**, 2006.

MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. de O.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; BARRETO, M. de F.; CHIARELLO, A. G. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 92, p. 86–93, 2018. a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.009>

MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. de O.; L. BAILEY, L.; F. DOHERTY, P.; HIRSCH, A.; G. CHIARELLO, A. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 125–134, 2018. b.

NGOPRASERT, D.; LYNAM, A. J.; SUKMASUANG, R.; TANTIPIANUH, N.; CHUTIPONG, W.; STEINMETZ, R.; JENKS, K. E.; GALE, G. a.; GRASSMAN, L. I.; KITAMURA, S.; HOWARD, J.; CUTTER, P.; CUTTER, P.; LEIMGRUBER, P.; SONGSASEN, N.; REED, D. H. Occurrence of Three Felids across a Network of Protected Areas in Thailand: Prey, Intraguild, and Habitat Associations. **Biotropica**, v. 44, n. 6, p. 810–817, 2012. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.2012.00878.x>

PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; SANTOS, P. M.; PAGLIA, A. P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, n. 6627, 2018.

RAY, J.; SUNQUIST, M. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. **Oecologia**, v. 127, n. 3, p. 395–408, 2001.

RITCHIE, E. G.; DICKMAN, C. R.; LETNIC, M.; VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs as predators and trophic regulators. *In: Free-ranging dogs and wildlife conservation*, p. 55–68, 2014.

ŠÁLEK, M.; ČERVINKA, J.; PADYŠÁKOVÁ, E.; KREISINGER, J. Does spatial co-occurrence of carnivores in a Central European agricultural landscape follow the null model? **European Journal of Wildlife Research**, v. 60, n. 1, p. 99–107, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10344-013-0755-2>. Acesso em: 12 maio. 2014.

SEPÚLVEDA, M.; PELICAN, K.; CROSS, P.; EGUREN, A.; SINGER, R. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 4, p. 290–297, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.001>

TORRETTA, E.; SERAFINI, M.; PUOPOLO, F.; SCHENONE, L. Spatial and temporal adjustments allowing the coexistence among carnivores in Liguria (N-W Italy). **Acta Ethologica**, v. 19, n. 2, p. 123–132, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10211-015-0231-y>

WANG, B.; ROCHA, D. G.; ABRAHAMS, M. I.; ANTUNES, A. P.; COSTA, H. C. M.; GONÇALVES, A. L. S.; SPIRONELLO, W. R.; DE PAULA, M. J.; PERES, C. A.; PEZZUTI, J.; RAMALHO, E.; REIS, M. L.; CARVALHO, E.; ROHE, F.; MACDONALD, D. W.; TAN, C. K. W. Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 9, p. 5049–5062, 2019.

WANG, Y.; ALLEN, M. L.; WILMERS, C. C. Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. **Biological Conservation**, v. 190, p. 23–33, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.007>

MANUSCRITO 3: DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM RELAÇÃO ÀS CARACTERÍSTICAS DO ENTORNO DE ÁREAS FRAGMENTADAS DO CERRADO E MATA ATLÂNTICA

RESUMO

A perda e fragmentação dos habitats é crescente no Cerrado e Mata Atlântica nas últimas décadas e podem causar o desaparecimento de populações e espécies, resultando na perda da biodiversidade de comunidades animais. A diversidade funcional permite compreender a diversidade de espécies na comunidade levando em conta o uso dos recursos e as características físicas e comportamentais, de modo que seja possível conhecer a função ecológica desempenhada pelas espécies nos diferentes ambientes. Tendo em vista que as espécies ocorrem em áreas que vão além das delimitadas por áreas protegidas, o objetivo foi investigar como a estrutura da vegetação e as áreas urbanas do entorno dos fragmentos, além do tamanho e isolamento dos fragmentos, afetam a diversidade funcional de mamíferos. Amostrei 19 fragmentos de oito Unidades de Conservação do estado de São Paulo com armadilhas fotográficas de outubro/2012 a agosto/2017. Calculei a diversidade funcional utilizando dos traços funcionais das espécies de mamíferos. Construí Modelos Lineares Generalizados (GLM) para avaliar a relação da estrutura da vegetação e áreas urbanas do entorno dos fragmentos, e do tamanho e isolamento dos fragmentos com a diversidade funcional. Registrei 34 espécies de mamíferos, incluindo seis espécies domésticas. A diversidade funcional teve relação positiva com o tamanho dos fragmentos, com a porcentagem de floresta nativa e com a porcentagem de cultura perene. Esses resultados evidenciam a importância de grandes áreas para a manutenção dos mamíferos e suas funções ecológicas. Além disso, reforçam a importância da manutenção de áreas de vegetação nativa além dos limites das Unidades de Conservação para a preservação dos mamíferos.

Palavras-chave: Agricultura; Cerrado; Mata Atlântica; Áreas fragmentadas; Pequenos fragmentos.

ABSTRACT

The habitats loss and fragmentation is increasing in the Cerrado and Atlantic Forest in recent decades and can cause the disappearance of populations and species, resulting in the biodiversity and species loss in animal communities. Functional

diversity makes it possible to understand the species diversity in the community, taking into account the resources use and physical and behavioral characteristics, so that it is possible to know the ecological role played by species in different environments. Considering that the species occur in areas that go beyond those delimited by protected areas, the objective was to investigate how the vegetation structure and urban areas surrounding the fragments, in addition to the fragments size and isolation, affect the functional diversity of mammals. I sampled 19 fragments from eight Protected Areas in the state of São Paulo with camera traps from October/2012 to August/2017. I calculated the functional diversity using the functional traits of mammalian species. I built Generalized Linear Models (GLM) to assess the relationship between functional diversity and the vegetation structure and urban areas around the fragments, and the fragments size and isolation. I recorded 34 species of mammals, including six domestic species. Functional diversity had a positive relationship with the fragments size, with the native forest and perennial crops percentage. These results show the importance of large areas for the mammals maintenance and their ecological functions. In addition, they reinforce the importance of maintaining native areas beyond the limits of Protected Areas for the mammals preservation.

Keywords: Agriculture; Cerrado; Atlantic Forest; Fragmented areas; Small fragments.

1. INTRODUÇÃO

A mastofauna desempenha um papel importante nas funções ecológicas dos ecossistemas, fazendo o controle *top-down* em espécies animais e vegetais, o que favorece a manutenção da biodiversidade (RIPPLE et al., 2014, 2015). Logo, a preservação de espécies com diferentes funções ecológicas controladas pela mastofauna é crucial para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (DÍAZ; CABIDO, 2001), que são definidos como benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Assim, serviços como a produção de alimentos, de produtos bioquímicos ou medicinais, a ciclagem de nutrientes e manutenção da qualidade do ar e água, são exemplos de funções que apresentam potencial para fins humanos (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Contudo, a defaunação pode ter efeitos negativos importantes nos serviços ecossistêmicos, como por exemplo no sequestro de carbono promovido pelas florestas, que é afetado pela extinção seletiva de frugívoros de grande porte

(BRODIE et al., 2012; BRODIE, 2018; POULSEN; CLARK; PALMER, 2013). Portanto, a evidente redução na diversidade e abundância de mamíferos em habitats fragmentados e com constante pressão humana (BENITEZ-MALVIDO, 1998; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; TURNER; CORLETT, 1996), pode ter impacto direto na manutenção da biodiversidade e conseqüentemente nas funções ecológicas (BALVANERA et al., 2006; ISBELL et al., 2011) e nos serviços ecossistêmicos (BRODIE et al., 2012; BRODIE, 2018; POULSEN; CLARK; PALMER, 2013).

A sexta extinção em massa desencadeada pelas atividades humanas (BARNOSKY et al., 2011) coloca cerca de 1 milhão de espécies em risco de extinção (DÍAZ et al., 2019) e pode ter um impacto ecológico ainda maior que a perda de espécies, já que as respostas das espécies às mudanças ambientais e suas contribuições para o ecossistema variam de acordo com suas características funcionais (CARMONA et al., 2021; CERNANSKY, 2017). Assim, a perda de espécies com características únicas pode ter impactos mais expressivos do que a extinção de espécies com características redundantes (CHICHORRO; JUSLÉN; CARDOSO, 2019; VIOLLE et al., 2017).

A Mata Atlântica e o Cerrado sofreram com as crescentes e intensas ações antrópicas nas últimas décadas e atualmente se encontram em uma paisagem composta por fragmentos de vegetações nativas de vários tamanhos, inseridos em uma matriz constituída de áreas urbanas, agricultura, agropecuária e rodovias (PAGLIA; FERNANDEZ; DE MARCO JR, 2006; RICKETTS, 2001). Esta nova conformação da paisagem pode causar a diminuição e o desaparecimento de populações e espécies em decorrência da eliminação dos recursos necessários para os organismos (KRONKA et al., 2005; PAVIOLO et al., 2016; PIRES et al., 2006). Ademais, táxons especializados podem ser substituídos por espécies generalistas, com maior plasticidade ambiental e alimentar, o que altera as funções ecológicas desempenhadas pelas assembleias animais (COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015) e pode causar o empobrecimento funcional nas comunidades (AHUMADA et al., 2011; FLYNN et al., 2009; MAGIOLI et al., 2015, 2016).

Apesar da grande perda de biodiversidade em regiões fragmentadas, a fauna resiliente às paisagens modificadas parece persistir mesmo nos menores remanescentes florestais (FORNITANO et al., 2015; LÓPEZ-ARÉVALO; LIÉVANO-LATORRE; DÍAZ, 2021), provavelmente porque utilizam plantações agrícolas da

matriz em busca de alimento (GHELER-COSTA et al., 2012; MAGIOLI et al., 2014; UMETSU; PARDINI, 2007). Assim, habitats naturais inseridos em uma matriz agrícola podem ser capazes de manter espécies com diferentes funções ecológicas (MAGIOLI et al., 2016), o que não ocorre em habitats próximos à áreas antropizadas, onde a diversidade funcional é negativamente afetada pela proximidade com humanos (LI et al., 2021). Apesar da ocorrência de mamíferos no entorno de áreas protegidas (HJERT, 2006; MANTOVANI, 2001; PAOLINO et al., 2016; VYNNE; BOOTH; WASSER, 2014), pouco sabemos sobre a diversidade funcional da comunidade e sobre como as áreas urbanas, a agricultura e a vegetação nativa do entorno de áreas protegidas influenciam as funções ecológicas desempenhadas pelos mamíferos nas Unidades de Conservação do Cerrado e Mata Atlântica.

Para avaliar a diversidade em uma comunidade, as medidas mais utilizadas são a riqueza observada e a diversidade de espécies, que consideram todas as espécies como equivalentes em seus papéis ecológicos e desconsideram as diferentes funções desempenhadas pelas espécies no ambiente. Entretanto, para compreender os componentes da biodiversidade que influenciam a funcionalidade de um ecossistema, as medidas de diversidade funcional tem se mostrado importantes medidas de diversidade (PETCHEY, 2004; TILMAN, 2001; TILMAN et al., 1997), já que consideram as diferenças morfológicas, ecológicas e comportamentais entre indivíduos e espécies, o que permite quantificar atributos ou traços funcionais em uma comunidade (CALAÇA; EDUARDO; GRELE, 2016; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; DÍAZ; CABIDO, 2001; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Assim, a diversidade funcional proposta por (PETCHEY; GASTON, 2002, 2006) é utilizada com sucesso em diversos estudos (EDWARDS et al., 2013; HIDASI-NETO; LOYOLA; CIANCIARUSO, 2013; LOHBECK et al., 2012; MAGIOLI et al., 2015), e permite ampliar o conhecimento acerca dos impactos causados pela fragmentação dos habitats nos serviços ecossistêmicos.

Uma vez que a diversidade funcional combina um abrangente conjunto de características de cada grupo de espécies e pode ser afetada pela matriz de áreas protegidas, o objetivo foi avaliar a relação das características da vegetação nativa e agricultura e das áreas urbanas do entorno, além do tamanho e isolamento dos fragmentos, com a diversidade funcional de mamíferos das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo. É esperado que as áreas menores e mais isoladas, com

pouca vegetação nativa no entorno e próximas de áreas urbanas, apresentem relação negativa com a diversidade funcional de mamíferos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em 19 fragmentos distribuídos em oito Unidades de Conservação do Cerrado e Mata Atlântica do Estado de São Paulo, onde as paisagens de vegetação nativa tornaram-se fragmentadas (KRONKA et al., 2005). Os fragmentos de cerrado e floresta estacional semidecidual tinham entre 96 e 10.285ha (Apêndice A: Tabela 1) e foram distribuídos em áreas protegidas (Figura 1) de diferentes categorias de proteção. A paisagem do entorno é composta por uma matriz dominada por plantações de cana-de-açúcar, pinus, eucalipto, laranja e café, além de pastagens e áreas urbanas (Apêndice A) (MELO, A. C. G., 2011; NAGAKO SHIDA; PIVELLO, 2002; ROCHA-MENDES; BIANCONI, 2009).

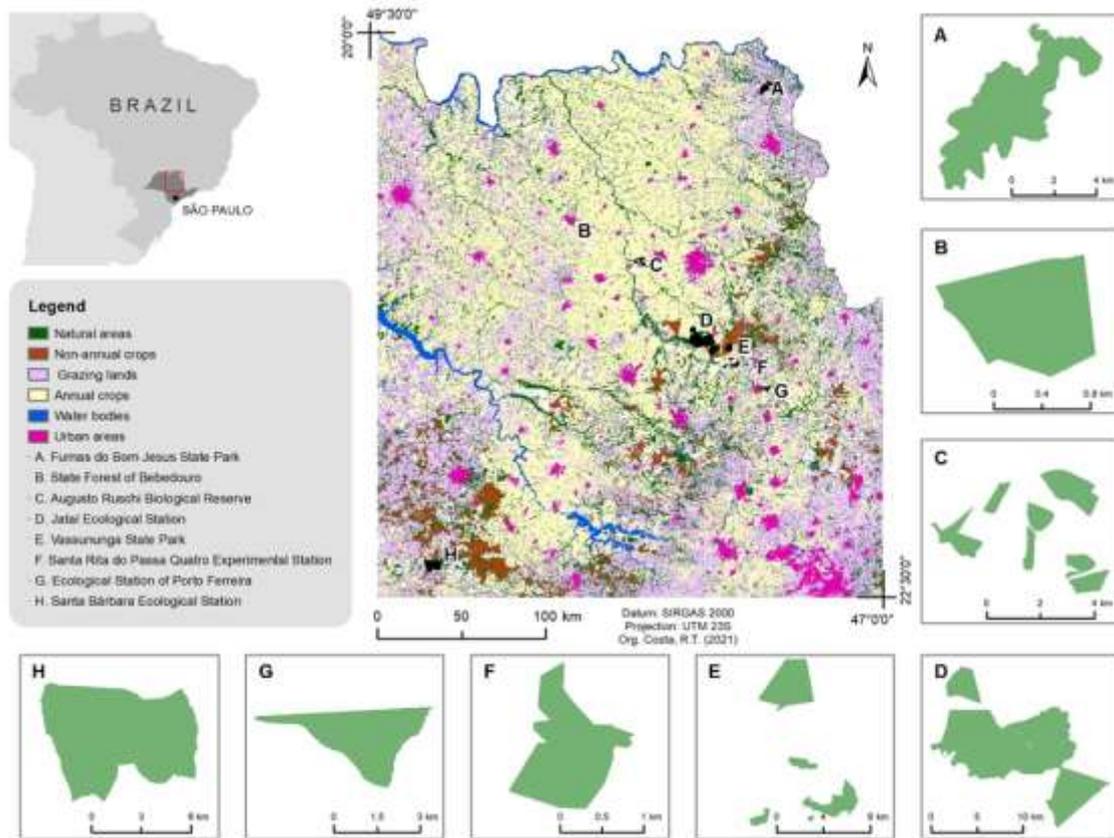


Figura 1. Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 nas regiões norte, nordeste e centro-sul do estado de São Paulo.

2.2. Coleta de dados

Considereei mamíferos de médio e grande porte espécies com peso médio dos adultos $\geq 1,5$ kg (DOTTA; VERDADE, 2011) e os registros foram obtidos usando armadilhas fotográficas não-iscadas distribuídas em pontos de amostragem distantes ~ 1 km entre si. Os pontos amostrados foram sistematicamente distribuídos usando imagens de satélite do Google Earth, sendo instalada uma armadilha-fotográfica em cada ponto e a quantidade de pontos variou de acordo com o tamanho do fragmento, de forma que toda a área fosse amostrada (Apêndice C: Tabela 1). A coleta de dados foi realizada de outubro/2012 a agosto/2017 e as câmeras foram fixadas em troncos de árvores aproximadamente 30-40 cm acima do solo e programadas para operação contínua (24 horas/dia), capturando três fotos a cada 10 segundos quando acionadas. Cada armadilha fotográfica permaneceu ativa por 60 dias em média e funcionaram

continuamente durante o período de amostragem com inspeções realizadas a cada 15 a 20 dias.

Para avaliar o efeito das características do entorno das áreas na diversidade funcional de mamíferos usei variáveis calculadas a partir da borda dos fragmentos (Tabela 2). Obtive as variáveis por meio de mapas de uso e cobertura do solo fornecidos pelos administradores da área ou construídos a partir de imagens multitemporais do satélite CBERS-4 do ano de 2018, sensor MUX / PAN com resolução espacial de 5m e composição da banda RGB de 7,6,5. As classes de uso e ocupação foram discriminadas por interpretação visual e poligonização com base na textura, tom e contexto das imagens orbitais. Foram criados buffers de 1,5 km a partir da borda de cada fragmento por meio do software ArcMap (ESRI, 2016).

Tabela 1. Descrição das variáveis utilizadas para avaliar a diversidade funcional de mamíferos em fragmentos de Unidades de Conservação do estado de São Paulo, Brasil.

Variável	Descrição
% Cultura anual	Porcentagem de culturas anuais em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.
Área (ha)	Tamanho do fragmento em hectare acrescida da área do buffer de 1,5 km do entorno dos fragmentos.0
% Floresta nativa	Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.
Isolamento (m)	Distância euclidiana da borda do fragmento até a borda da área de vegetação nativa mais próxima.
% Vegetação nativa aberta	Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.
% Pastagem	Porcentagem de pastagens em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.
% Cultura perene	Porcentagem de culturas perenes em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.
% Silvicultura	Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.

% Área urbana	Porcentagem de área urbana em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento.
Esforço	Número total de armadilhas-dia para cada fragmento.
Água (km)	Extensão em km de corpos d'água existentes a partir da borda do fragmento.

2.3. Análise dos dados

Considerei o intervalo de 60 minutos entre as fotos de uma mesma espécie como um registro independente e para cada fragmento foi construída uma matriz de características das espécies de mamíferos de médio e grande porte (ABREU, E.F. et al., 2021; MAGIOLI et al., 2021) e transformada em uma matriz de distâncias, que foi agrupada produzindo um dendrograma funcional, utilizando o índice de Gower (GOWER, 1971), que permite o uso de variáveis categóricas e contínuas, e o agrupamento do tipo UPGMA. Calculei a diversidade funcional (FD) utilizando o pacote “picante” no RStudio. A FD é calculada pela soma do comprimento total dos braços do dendrograma (PETCHEY; GASTON, 2002, 2006).

Para a matriz de características das espécies foram utilizados traços funcionais com base em dados físicos e fisiológicos (locomoção, peso e número de filhotes), de alimentação (dieta e substratos de forrageamento), de características comportamentais (comportamento social e períodos de atividade) e do grau de ameaça, conforme a Tabela 2 (CHILLO; OJEDA, 2012; DE CARVALHO et al., 2010; FLYNN et al., 2009; MAGIOLI et al., 2016).

A correlação de *Pearson* foi usada para avaliar a correlação entre as variáveis que caracterizam o entorno dos fragmentos (Apêndice C, Figura 1) e quando duas variáveis apresentaram valor de correlação acima de 0,70, apenas uma delas foi incluída nos modelos. Assim, as variáveis “esforço”, “água (km)” e “isolamento” não foram inseridas nos modelos pois estavam correlacionadas com “área” e “% área urbana”, respectivamente (Figura 2). As variáveis preditoras foram padronizadas (escore Z) e modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição normal foram construídos para avaliar o efeito das variáveis na FD. Para essa modelagem utilizei o pacote “lme4” no R Studio (BATES et al., 2020). Primeiro construí o modelo global que incluiu todas as variáveis não correlacionadas e, em seguida, utilizando a função

“dredge” do pacote “MuMIn” (BARTON; BARTON, 2015) executei todo o conjunto de modelos possíveis, que foram ordenados pelo Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc). Considerei mais robustos os modelos com $\Delta AICc \leq 2$ (BURNHAM; ANDERSON, 2004) e as variáveis destes modelos foram consideradas determinantes para a FD de mamíferos de médio e grande porte. Posteriormente, foram feitas Análises de Componentes Principais (PCA) utilizando a função `prcomp()` no R Studio, para identificar quais variáveis que tiveram relação com FD representaram a maior quantidade de variância nas guildas tróficas quando considerados os dois primeiros eixos.

Tabela 2. Traços funcionais dos mamíferos de médio e grande porte registrados em Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, Brasil.

Tipo de traço funcional	Traço funcional	Tipo de dado
Dieta	Folhas	Porcentagem
	Frutos	Porcentagem
	Vertebrados	Porcentagem
	Invertebrados	Porcentagem
Substrato de forrageamento	Água	Binário
	Árvores	Binário
	Vegetação	Binário
	Solo	Binário
Locomoção	Terrestre	Binário
	Semifossorial	Binário
	Semiaquático	Binário
	Arborícola	Binário
Período de atividade	Diurno	Binário
	Noturno	Binário
	Crepuscular	Binário
Comportamento social	Social	Binário
Peso	Kg	Contínuo
Ninhada	Número médio de filhotes	Contínuo

3. RESULTADOS

Com um esforço amostral total de 10.685 armadilhas-dia em 212 sítios amostrados (Apêndice C: Tabela 1), registrei 27 espécies de mamíferos de médio e grande porte de nove ordens e 22 famílias, sendo sete espécies classificadas em alguma categoria de ameaça de extinção (Tabela 3), de outubro/2012 a agosto/2017.

Tabela 3. Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas de outubro/2012 a agosto/2017 nos dezenove fragmentos distribuídos em oito Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, Brasil. LC: Pouco preocupante; NT: Quase ameaçada; DD: Dados insuficientes; VU: Vulnerável; EN: Em perigo. *Espécie doméstica.

Espécie	Local de registro	Nº de Registros Fotográficos	Categoria de ameaça		
			IUCN	BR	SP
Ordem Artiodactyla					
Família Bovidae					
<i>Bos taurus*</i>	EESR	19	-	-	-
Família Cervidae					
<i>Mazama gouazoubira</i>	EEJ, EESB, PEFBJ, FEFP, EESR, PEV	190	LC	LC	LC
Família Suidae					
<i>Sus scrofa*</i>	PEFBJ	22	-	-	-
Família Tayassuidae					
<i>Pecari tajacu</i>	EEJ, EESB, FEFP, PEV	107	LC	LC	NT
Ordem Cingulata					
Família Chlamyphoridae					
<i>Euphractus sexcinctus</i>	PEFBJ	4	LC	LC	LC
Família Dasypodidae					
<i>Cabassous tatouay</i>	EESB, EEJ, PEFBJ, RBAR	40	LC	DD	DD
<i>Dasypus novemcinctus</i>	EEJ, EESB, FEB, PEFBJ, FEFP, EESR, RBAR, PEV	263	LC	LC	LC
Ordem Didelphimorphia					
Família Didelphidae					
<i>Didelphis albiventris</i>	EEJ, EESB, PEFBJ, FEFP, EESR, RBAR, PEV	335	LC	LC	LC
Ordem Rodentia					

Familia Dasyproctidae

	EEJ, EESB, FEB, FEPF, EESR, RBAR, PEV	426	DD	LC	NT
--	---	-----	----	----	----

Familia Caviidae

	PEFBJ, RBAR, EESB	4	LC	LC	LC
--	----------------------	---	----	----	----

Familia Cuniculidae

	EEJ, PEFBJ, EESR, PEV	141	LC	NT	LC
--	--------------------------	-----	----	----	----

Familia Erethizontidae

	PEFBJ	4	LC	LC	-
--	-------	---	----	----	---

Ordem Carnivora**Familia Canidae**

	EEJ, EESB, FEB, PEFBJ, EESR, RBAR	98	-	-	-
--	---	----	---	---	---

	EESB, PEFBJ, FEPF	29	LC	LC	LC
--	----------------------	----	----	----	----

	EEJ, EESB, PEFBJ, FEPF	45	NT	VU	VU
--	---------------------------	----	----	----	----

Familia Felidae

	EESB, FEB, EESR, PEFBJ	6	-	-	-
--	---------------------------	---	---	---	---

	EEJ, PEFBJ, FEPF, PEV	78	LC	LC	VU
--	--------------------------	----	----	----	----

	EEJ, EESB, PEFBJ, FEPF, RBAR, PEV	61	LC	VU	VU
--	---	----	----	----	----

	PEFBJ, FEPF, EESB, EESR, PEV	21	LC	VU	LC
--	---------------------------------	----	----	----	----

Familia Mephitidae

	EEJ, EESB, PEFBJ, PEV	38	LC	LC	DD
--	--------------------------	----	----	----	----

Familia Mustelidae

	EEJ, EESB, PEFBJ, FEPF, PEV	178	LC	LC	LC
--	--------------------------------	-----	----	----	----

	PEFBJ	6	NT	NT	NT
--	-------	---	----	----	----

Familia Procyonidae

<i>Nasua nasua</i>	EEJ, EESB, FEB, PEFBJ, EESR, PEV	41	LC	LC	LC
<i>Procyon cancrivorus</i>	EESB, PEFBJ	26	LC	LC	LC
Ordem Lagomorpha					
Familia Leporidae					
<i>Lepus europaeus*</i>	PEFBJ	5	-	-	-
<i>Sylvilagus minensis</i>	EEJ, EESB, FEFP, PEV	83	EN	LC	LC
Ordem Perissodactyla					
Familia Equidae					
<i>Equus ferus*</i>	PEFBJ	9	-	-	-
Familia Tapiridae					
<i>Tapirus terrestris</i>	EEJ	2	VU	V	VU
Ordem Pilosa					
Familia					
Myrmecophagidae					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	EEJ, EESB, PEFBJ, RBAR, PEV	254	VU	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i>	EEJ, FEB, PEFBJ, FEFP, RBAR, EESR, PEV	54	LC	LC	LC
Ordem Primates					
Familia Callitrichidae					
<i>Callithrix aurita</i>	PEFBJ	2	LC	LC	LC
Familia Cebidae					
<i>Sapajus nigritus</i>	EEJ, PEFBJ, RBAR, PEV	26	NT	NT	NT
TOTAL		2.617			

Apenas dois modelos apresentaram $\Delta AICc \leq 2$ (Tabela 4) e a FD foi positivamente relacionada com o tamanho dos fragmentos ($\beta = 0,95$, 95% CI: 0,63, 1,27, $p=0,00$, Figura 2), com a % de floresta nativa ($\beta = 0,45$, 95% CI: 0,12, 0,78, $p=0,04$, Figura 2), com a % de cultura perene ($\beta = 0,84$, 95% CI: 0,51, 1,17, $p=0,00$, Figura 2), e foi negativamente relacionada com a % de áreas urbanas ($\beta = -0,34$, 95% CI: -0,67, -0,001, $p=0,12$, Figura 2), embora o efeito dessa última não tenha sido significativo.

Tabela 4. Modelos lineares generalizados para a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte em relação às variáveis ambientais em fragmentos de Unidades de Conservação do Estado de São Paulo.

Modelo	AICc	Δ AICc	Peso ^a
FD~area+floresta+perene	53,6	0,00	0,24
FD~area+floresta+perene+urbana	54,7	1,12	0,14
FD~area+floresta+isolam+perene	56,0	2,39	0,07
FD~area+perene	55,1	1,54	0,11
FD~1	69,6	16,04	0,00
FD~aberta+anual+área+floresta+isolam+pasto+perene+silvic+urba	99,5	45,89	0,00
n			

^a Peso do modelo.

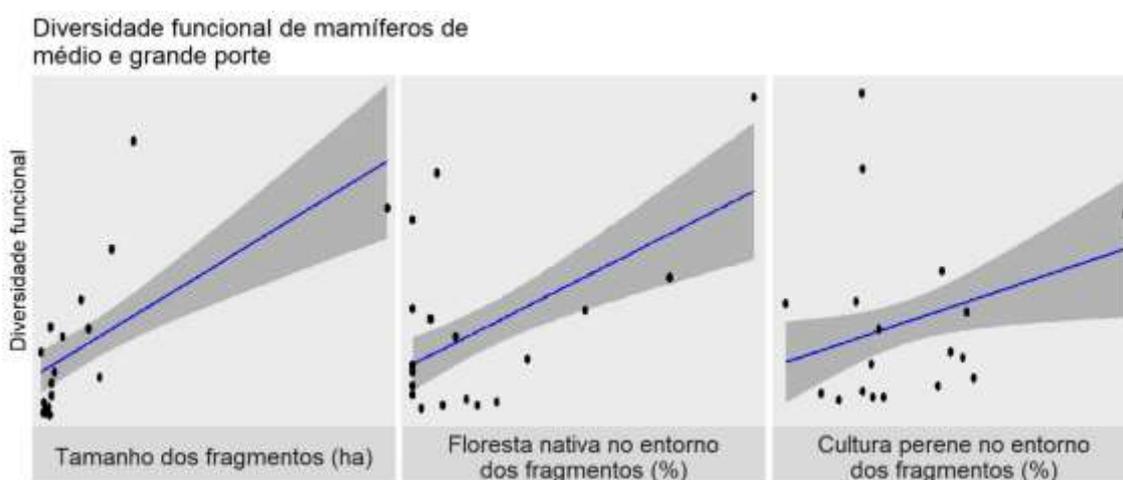


Figura 2. Valor predito com intervalo de confiança de 95% para a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte em relação ao tamanho dos fragmentos, porcentagem de floresta nativa e porcentagem de cultura perene no entorno dos fragmentos em Unidades de Conservação do Estado de São Paulo.

O tamanho dos fragmentos foi a variável mais importante para a guilda dos granívoros, enquanto a porcentagem de cultura perene foi mais importante para a guilda dos onívoros, seguido das guildas dos insetívoros e carnívoros. A porcentagem de floresta nativa não mostrou grande importância para nenhuma guilda específica. Os dois primeiros eixos explicaram respectivamente 58% e 18% da variância total da FD (Figura 3).

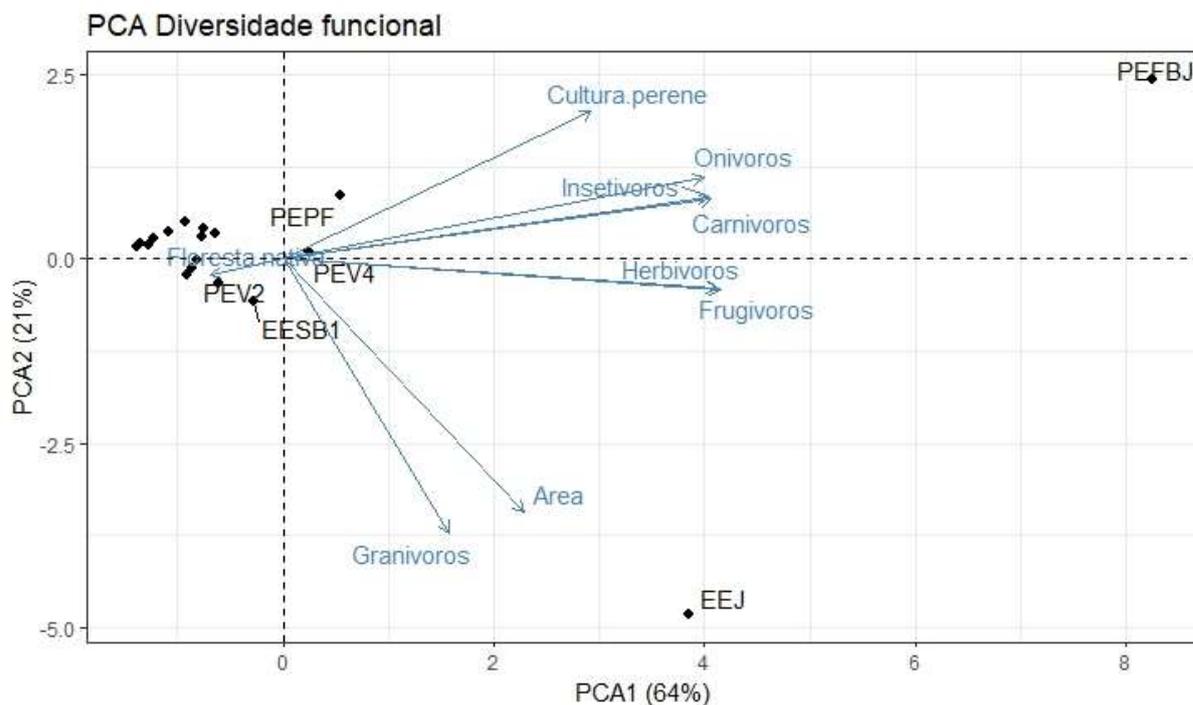


Figura 3. Dispersão dos fragmentos amostrados e guildas tróficas em relação ao tamanho dos fragmentos (Área), porcentagem de floresta nativa (Floresta nativa), porcentagem de cultura perene (Cultura perene) e diversidade funcional (FD) em Unidades de Conservação no estado de São Paulo, Brasil. EEJ: Estação Ecológica Jataí; EESB: Estação Ecológica Santa Bárbara, fragmentos 1 e 2; EESR: Estação Experimental Santa Rita do Passa Quatro, fragmentos 1 a 3; FEB: Floresta Estadual Bebedouro; PEFBJ: Parque Estadual Furnas do Bom Jesus; PEPF: Parque Estadual Porto Ferreira; PEV: Parque Estadual Vassununga, fragmentos 1 a 5; RBAR: Reserva Biológica “Augusto Ruschi”, fragmentos 1 a 4.

4. DISCUSSÃO

Conforme esperado, a diversidade funcional foi positivamente relacionada com o tamanho dos fragmentos. Esse resultado provavelmente é um reflexo da redução dos habitats disponíveis (BENCHIMOL; PERES, 2014), uma vez que a diversidade de habitats tende a ser maior em grandes áreas nativas, o que pode aumentar a disponibilidade de recursos e favorecer comunidades funcionalmente mais diversificadas (PETER V. AUGUST, 1983; ROBINSON; REDFORD, 1986), aumentando a diversidade funcional (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011; PETCHEY et al., 2004). O resultado vai ao encontro de outros estudos que observaram maior diversidade funcional (BOVENDORP et al., 2019; MAGIOLI et al., 2015, 2021) e riqueza funcional (HATFIELD; HARRISON; BANKS-LEITE, 2018) de mamíferos em áreas maiores e evidenciam a importância de grandes áreas para a

manutenção dos mamíferos e suas funções ecológicas (BROSE; HILLEBRAND, 2016; CARDINALE et al., 2006; CHAPIN III et al., 1997; ISBELL et al., 2011). Sobretudo, o tamanho dos fragmentos se mostrou mais importante para a guilda dos granívoros, mostrando que esse grupo pode ser ainda mais exigente quanto ao tamanho dos fragmentos e vai ao encontro do observado por NUPP; SWIHART (2000) que observaram a importância do tamanho dos fragmentos para essa guilda.

Embora o impacto dos remanescentes florestais no entorno de Unidades de Conservação na diversidade funcional de mamíferos ainda seja pouco compreendido, a diminuição acelerada da fauna está negativamente relacionada com a cobertura florestal nativa (BOGONI et al., 2018). Apesar dos mamíferos utilizarem plantações agrícolas da matriz em busca de alimento (GHELER-COSTA et al., 2012; MAGIOLI et al., 2014; UMETSU; PARDINI, 2007), as áreas florestais são insubstituíveis para a manutenção da riqueza e diversidade de espécies, bem como de suas funções ecológicas (GIBSON et al., 2011; WATSON et al., 2018). Assim, a perda de vegetação nativa em torno de remanescentes de habitat leva ao declínio de espécies nativas (ESTAVILLO; PARDINI; DA ROCHA, 2013; PARDINI; NICHOLS; PÜTTKER, 2017) e afeta principalmente espécies mais sensíveis, como a onça-pintada (*Panthera onca*) e a anta (*Tapirus terrestris*). Logo, o desaparecimento de grandes herbívoros e predadores de topo afeta a cascata trófica, interferindo na diversidade e abundância de espécies, além de favorecer populações de mesocarnívoros e generalistas de pequeno porte (ESTES et al., 2011; PRUGH et al., 2008; RIPPLE et al., 2014; TERBORGH et al., 2001), o que pode levar à substituição do nicho vago por outra espécie com função semelhante (MAGIOLI et al., 2019; MAGIOLI; FERRAZ, 2021). Além disso, uma vez que a maioria das áreas protegidas não estão conectadas entre si, os fragmentos florestais da matriz podem ser utilizados como *stepping stones* entre remanescentes com melhores condições (RIBEIRO et al., 2009; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005).

Os fragmentos circundados por plantações de culturas perenes, principalmente café e laranja, apresentaram efeito positivo na diversidade funcional, provavelmente por oferecerem mais recursos que as áreas urbanas. Esse resultado vai ao encontro de outros estudos que mostram uma resistência das espécies à matriz agrícola (MAGIOLI et al., 2016; TSIANOU et al., 2021), principalmente para os pequenos mamíferos, que são abundantes em plantações agrícolas (GHELER-COSTA et al., 2012; UMETSU; PARDINI, 2007). Além disso, as guildas dos onívoros, insetívoros e

carnívoros foram as mais afetadas pelo efeito positivo das culturas perenes, o que vai ao encontro dos resultados de MAGIOLI et al. (2019) que observou um consumo frequente de recursos alimentares da matriz agrícola entre carnívoros e onívoros.

Apesar da importância de grandes áreas protegidas para a diversidade funcional de mamíferos, observei que pequenos remanescentes ainda são capazes de abrigar espécies funcionalmente diferentes, especialmente se forem próximos de outros remanescentes de florestas nativas. Assim, os resultados reforçam a importância da conservação e restauração de Unidades de Conservação, especialmente no Cerrado e Mata Atlântica. Além disso, frente à extensão agrícola na região estudada, uma matriz agrícola constituída de culturas perenes pode ser uma alternativa para mitigar os danos às comunidades de mamíferos em áreas próximas às Unidades de Conservação.

REFERÊNCIAS

- ABREU, E. F.; CASALI, D.; GARBINO, G. S. T.; LIBARDI, G. S.; LORETTO, D.; LOSS, A. C.; M., M.; NASCIMENTO, M. C.; OLIVEIRA, M. L.; PAVAN, S.E.; TIRELLI, F. **Lista de Mamíferos do Brasil, versão 2021-1 (Abril)**. 2021.
- AHUMADA, J. A.; SILVA, C. E. F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; MCWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W. R.; WINARNI, N.; ANDELMAN, S. J. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2703–2711, 2011.
- BALVANERA, P.; PFISTERER, A. B.; BUCHMANN, N.; HE, J. S.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1146–1156, 2006.
- BARNOSKY, A. D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G. O. U.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T. B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J. L.; LINDSEY, E. L.; MAGUIRE, K. C.; MERSEY, B.; FERRER, E. A. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 2011.
- BARTON, K.; BARTON, M. K. **Package 'MuMIn'**, 2015.
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S.; CHRISTENSEN, R. H. B.; SINGMANN, H.; DAI, B.; SCHEIPL, F.; GROTHENDIECK, G.; GREEN, P.; FOX, J. **Linear mixed-effects model using "Eigen" and S4, R Package Version 1.1- 23**, <https://github.com/lme4/lme4/>.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Predicting primate local extinctions within "real-world" forest fragments: A pan-neotropical analysis. **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 3, p. 289–302, 2014.
- BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 380–389, 1998.

BOGONI, J. A.; PIRES, J. S. R.; GRAIPEL, M. E.; PERONI, N.; PERES, C. A. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to largebodied mammal fauna? **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, p. 1–23, 2018.

BOVENDORP, R. S.; BRUM, F. T.; MCCLEERY, R. A.; BAISER, B.; LOYOLA, R.; CIANCIARUSO, M. V.; GALETTI, M. Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 23–35, 2019.

BRODIE, J. E.; KROON, F. J.; SCHAFFELKE, B.; WOLANSKI, E. C.; LEWIS, S. E.; DEVLIN, M. J.; BOHNET, I. C.; BAINBRIDGE, Z. T.; WATERHOUSE, J.; DAVIS, A. M. Terrestrial pollutant runoff to the Great Barrier Reef: An update of issues, priorities and management responses. **Marine Pollution Bulletin**, v. 65, n. 4–9, p. 81–100, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.12.012>

BRODIE, J. F. Carbon Costs and Bushmeat Benefits of Hunting in Tropical Forests. **Ecological Economics**, v. 152, n. May, p. 22–26, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.028>

BROSE, U.; HILLEBRAND, H. Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1694, 2016.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach**. Second Edition. New York: Springer-Verlag, 2004.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011.

CALAÇA, A. M.; EDUARDO, C.; GRELLER, V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia**, v. 20, n. 4, p. 401–416, 2016.

CARDINALE, B. J.; SRIVASTAVA, D. S.; DUFFY, J. E.; WRIGHT, J. P.; DOWNING, A. L.; SANKARAN, M.; JOUSEAU, C. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v. 443, n. 7114, p. 989–992, 2006.

CARMONA, C. P.; TAMME, R.; PÄRTEL, M.; DE BELLO, F.; BROSSE, S.; CAPDEVILA, P.; GONZÁLEZ, R. M.; GONZÁLEZ-SUÁREZ, M.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; VÁSQUEZ-VALDERRAMA, M.; TOUSSAINT, A. Erosion of global functional diversity across the tree of life. **Science Advances**, v. 7, n. 13, p. 1–13, 2021.

CERNANSKY, R. The biodiversity revolution. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 22–24, 2017.

CHAPIN III, F. S. C.; WALKER, B. H.; HOBBS, R. J.; HOOPER, D. U.; LAWTON, J. H.; SALA, O. E. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. **Science**, v. 277, n. July, p. 500–504, 1997.

CHICHORRO, F.; JUSLÉN, A.; CARDOSO, P. A review of the relation between species traits and extinction risk. **Biological Conservation**, v. 237, n. June, p. 220–229, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.001>>

CHILLO, V.; OJEDA, R. A. Mammal functional diversity loss under human-induced disturbances in arid lands. **Journal of Arid Environments**, v. 87, p. 95–102, 2012.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

COSTER, G. De; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J. P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1811, 2015.

DE CARVALHO, R. A.; CIANCIARUSO, M. V.; TRINDADE-FILHO, J.; SAGNORI, M. D.; LOYOLA, R. D. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian cerrado. **Natureza e Conservação**, v. 8, n. 2, p. 171–176, 2010.

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

DÍAZ, S.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO, E. S.; NGO, H. T.; AGARD, J.; ARNETH, A.; BALVANERA, P.; BRAUMAN, K. A.; BUTCHART, S. H. M.; CHAN, K. M. A.; LUCAS, A. G.; ICHII, K.; LIU, J.; SUBRAMANIAN, S. M.; MIDGLEY, G. F.; MILOSLAVICH, P.; MOLNÁR, Z.; OBURA, D.; PFAFF, A.; POLASKY, S.; PURVIS, A.; RAZZAQUE, J.; REYERS, B.; CHOWDHURY, R. R.; SHIN, Y. J.; VISSEREN-HAMAKERS, I.; WILLIS, K. J.; ZAYAS, C. N. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, n. 6471, 2019.

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, v. 75, p. 345-352, 2011.

EDWARDS, F. A.; EDWARDS, D. P.; HAMER, K. C.; DAVIES, R. G. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. **Ibis**, v. 155, n. 2, p. 313–326, 2013.

ESRI. **Software ArcGIS desktop, license type Arcinfo, version 10.1**, 2016.

ESTAVILLO, C.; PARDINI, R.; DA ROCHA, P. L. B. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. 1–10, 2013.

ESTES, J. A.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J. S.; POWER, M. E.; BERGER, J.; BOND, W. J.; CARPENTER, S. R.; ESSINGTON, T. E.; HOLT, R. D.; JACKSON, J. B. C.; MARQUIS, R. J.; OKSANEN, L.; OKSANEN, T.; PAINE, R. T.; PIKITCH, E. K.; RIPPLE, W. J.; SANDIN, S. A.; SCHEFFER, M.; SCHOENER, T. W.; SHURIN, J. B.; SINCLAIR, A. R. E.; SOULÉ, M. E.; VIRTANEN, R.; WARDLE, D. A. Trophic downgrading of planet earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011.

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

FORNITANO, L.; ANGELI, T.; COSTA, R. T.; OLIFIERS, N.; BIANCHI, R. de C. Medium to large-sized mammals of the Augusto Ruschi Biological Reserve, São Paulo State, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 232–243, 2015.

GHELIER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R.; VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185–191, 2012.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A.; BRADSHAW, C. J. A.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 2011.

GOWER, A. J. C. A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties
Published by : International Biometric Society Stable URL :
<http://www.jstor.org/stable/2528823>. **Society**, v. 27, n. 4, p. 857–871, 1971.

HATFIELD, J. H.; HARRISON, M. L. K.; BANKS-LEITE, C. Functional Diversity Metrics: How They Are Affected by Landscape Change and How They Represent Ecosystem Functioning in the Tropics. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 3, n. 2, p. 35–42, 2018.

HIDASI-NETO, J.; LOYOLA, R. D.; CIANCIARUSO, M. V. Conservation Actions Based on Red Lists Do Not Capture the Functional and Phylogenetic Diversity of Birds in Brazil. **PLoS ONE**, v. 8, n. 9, 2013.

HJERT, C. **People vs. Wildlife: Buffer zones to integrate wildlife conservation and development?** 2006. Södertörns Högskola Miljö- och Utvecklingsprogrammet C-uppsats 10 poängmmet C-uppsats 10 poäng. Södertörns Högskola University College, 2006.

ISELL, F.; CALCAGNO, V.; HECTOR, A.; CONNOLLY, J.; HARPOLE, W. S.; REICH, P. B.; SCHERER-LORENZEN, M.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; VAN RUIJVEN, J.; WEIGELT, A.; WILSEY, B. J.; ZAVALETA, E. S.; LOREAU, M. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. **Nature**, v. 477, n. 7363, p. 199–202, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature10282>

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S. I.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G. D.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. **Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo**, p. 68–137, 2005.

LI, X.; HU, W.; BLEISCH, W. V.; LI, Q.; WANG, H.; LU, W.; SUN, J.; ZHANG, F.; TI, B.; JIANG, X. Functional diversity loss and change in nocturnal behavior of mammals under anthropogenic disturbance. **Conservation Biology**, n. September, p. 1–13, 2021.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; PAZ, H.; PLA, L.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Functional diversity changes during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, n. 2, p. 89–96, 2012.

LÓPEZ-ARÉVALO, H. F.; LIÉVANO-LATORRE, L. F.; DÍAZ, O. L. M. El papel de las pequeñas reservas en la conservación de mamíferos en Colombia The role of small reserves on mammal conservation in Colombia. **Caldasia**, v. 43, n. 2, p. 354–365, 2021.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. de B. Deforestation leads to prey shrinkage for an apex predator in a biodiversity hotspot. **Mammal Research**, v. 66, n. 2, p. 245–255, 2021.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. de B.; CHIARELLO, A. G.; GALETTI, M.; SETZ, E. Z. F.; PAGLIA, A. P.; ABREGO, N.; RIBEIRO, M. C.; OVASKAINEN, O. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 161–170, 2021.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.02.006>>

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. de B.; SETZ, E. Z. F.; PERCEQUILLO, A. R.; RONDON, M. V. de S. S.; KUHNEN, V. V.; CANHOTO, M. C. da S.; DOS SANTOS, K. E. A.; KANDA, C. Z.; FREGONEZI, G. de L.; DO PRADO, H. A.; FERREIRA, M.

K.; RIBEIRO, M. C.; VILLELA, P. M. S.; COUTINHO, L. L.; RODRIGUES, M. G. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.

MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FERRAZ, K. M. B.; MIOTTO, R. A.; DE CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, M. G.; DA SILVA CANHOTO, M. C.; SETZ, E. F. Stable isotope evidence of puma concolor (felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern brazil. **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 451–460, 2014.

MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FONSECA, R. C. B.; RIBEIRO, M. C.; RODRIGUES, M. G.; DE BARROS FERRAZ, K. M. P. M. Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, n. 37, p. 18466–18472, 2019.

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

MANTOVANI, J. E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo**. 2001. Universidade Federal de São Carlos, 2001.

MELO, A. C. G., G. D. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara**, São Paulo: Instituto Florestal, 2011.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**, Island Press, 2005.

NAGAKO SHIDA, C.; PIVELLO, V. R. Caracterização fisiográfica e de uso das terras da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP, com o uso de sensoriamento remoto e SIG. **Investigaciones Geográficas**, n. 49, 2002.

NUPP, T. E.; SWIHART, R. K. Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. **Journal of Mammalogy**, v. 81, n. 2, p. 512–526, 2000.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE MARCO JR, P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes. **Biologia da Conservação: Essências. São Carlos, SP: RIMA Editora**, 2006.

PAOLINO, R. M.; VERSIANI, N. F.; PASQUALOTTO, N.; RODRIGUES, T. F.; KREPSCHI, V. G.; CHIARELLO, A. G. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, p. 1–13, 2016.

PARDINI, R.; NICHOLS, E.; PÜTTKER, T. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of the Anthropocene**, v. 1–5, p. 229–239, 2017.

PAVIOLO, A.; ANGELO, C. De; FERRAZ, K. M. P. M. B.; MORATO, R. G.; PARDO, J. M.; SRBEK-ARAUJO, A. C.; BEISIEGEL, B. D. M.; LIMA, F.; SANA, D.; XAVIER, M.; VELÁZQUEZ, M. C.; CULLEN, L.; JR, P. C.; EIZIRIK, E.; AIDE, T. M.; CRUZ, P.; PERILLI, M. L. L.; SOUZA, A. S. M. C. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Nature Publishing Group**, n. May, p. 1–16, 2016.

PETCHEY, O. L. On the Statistical Significance of Functional Diversity Effects
Published by: British Ecological Society On the statistical significance of functional diversity effects. **British Ecological Society**, v. 18, n. 3, p. 297–303, 2004.

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

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006.

PETCHEY, O. L.; HECTOR, A.; GASTON, K. J.; ECOLOGY, S.; MAR, N. How Do Different Measures of Functional Diversity Perform? **Ecology**, v. 85, n. 3, p. 847–857, 2004.

PETER V. AUGUST. The role of habitat complexity on mammal communities. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1495–1507, 1983.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S.; ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. **Biologia da conservação: essências (CFD Rocha, HG Bergallo, M. Van-Sluys & MAS Alves, eds) RiMa Editora, São Carlos**, p. 231–260, 2006.

POULSEN, J. R.; CLARK, C. J.; PALMER, T. M. Ecological erosion of an Afrotropical forest and potential consequences for tree recruitment and forest biomass. **Biological Conservation**, v. 163, p. 122–130, 2013.

PRUGH, L. R.; HODGES, K. E.; SINCLAIR, A. R. E.; BRASHARES, J. S. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 52, p. 20770–20775, 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 29 abr. 2014.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

RIPPLE, W. J.; ESTES, J. A.; BESCHTA, R. L.; WILMERS, C. C.; RITCHIE, E. G.; HEBBLEWHITE, M.; BERGER, J.; ELMHAGEN, B.; LETNIC, M.; NELSON, M. P.; SCHMITZ, O. J.; SMITH, D. W.; WALLACH, A. D.; WIRSING, A. J. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 1–11, 2014.

RIPPLE, W. J.; NEWSOME, T. M.; WOLF, C.; DIRZO, R.; EVERATT, K. T.; GALETTI, M.; HAYWARD, M. W.; KERLEY, G. I. H.; LEVI, T.; LINDSEY, P. A.; MACDONALD, D. W.; MALHI, Y.; PAINTER, L. E.; SANDOM, C. J.; TERBORGH, J.;

VAN VALKENBURGH, B. Collapse of the world's largest herbivores. **Science Advances**, v. 1, n. 4, 2015.

ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. **American Naturalist**, v. 128, n. 5, p. 665–680, 1986.

ROCHA-MENDES, F.; BIANCONI, G. V. Opportunistic predatory behavior of margay, *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), in Brazil. **Mammalia**, v. 73, n. 2, p. 151–152, 2009. Disponível em: <http://www.degruyter.com/view/j/mamm.2009.73.issue-2/mamm.2009.017/mamm.2009.017.xml>. Acesso em: 12 maio. 2014.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119–127, 1999.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science (New York, N.Y.)**, v. 294, n. 5548, p. 1923–6, 2001. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11729317>. Acesso em: 1 maio. 2014.

TILMAN, D. Functional diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109–121, 2001.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, 1997.

TSIANOU, M. A.; LAZARINA, M.; MICHAILIDOU, D. E.; ANDRIKOU-CHARITIDOU, A.; SGARDELIS, S. P.; KALLIMANIS, A. S. The effect of climate and human pressures on functional diversity and species richness patterns of amphibians, reptiles and mammals in Europe. **Diversity**, v. 13, n. 6, p. 275, 2021.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330–333, 1996.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, 2005.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - Evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 517–530, 2007.

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

VIOLLE, C.; THUILLER, W.; MOUQUET, N.; MUNOZ, F.; KRAFT, N. J. B.; CADOTTE, M. W.; LIVINGSTONE, S. W.; MOUILLOT, D. Functional Rarity: The Ecology of Outliers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 32, n. 5, p. 356–367, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.002>

VYNNE, C.; BOOTH, R. K.; WASSER, S. K. Physiological implications of landscape use by free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 95, n. 4, p. 696–706, 2014.

WATSON, J. E. M.; EVANS, T.; VENTER, O.; WILLIAMS, B.; TULLOCH, A.; STEWART, C.; THOMPSON, I.; RAY, J. C.; MURRAY, K.; SALAZAR, A.; MCALPINE, C.; POTAPOV, P.; WALSTON, J.; ROBINSON, J. G.; PAINTER, M.; WILKIE, D.; FILARDI, C.; LAURANCE, W. F.; HOUGHTON, R. A.; MAXWELL, S.; GRANTHAM, H.; SAMPER, C.; WANG, S.; LAESTADIUS, L.; RUNTING, R. K.; SILVA-CHÁVEZ, G. A.; ERVIN, J.; LINDENMAYER, D. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599–610, 2018.

APÊNDICE A - Descrição das Unidades de Conservação, figura ilustrando os buffers criados no entorno de cada fragmento e tabela com o tamanho e esforço amostral dos fragmentos avaliados de outubro/2012 a agosto/2017 no Cerrado e Mata Atlântica do Estado de São Paulo.

Área 1: O Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus (PEFBJ) localizado em Pedregulho – SP (20° 14' S e 47° 28' W), é constituído de um único fragmento com área de 2.069 ha (BRANCO et al. 1991). A floresta estacional semidecídua e capoeiras baixas cobrem as escarpas das furnas e o fundo do vale do córrego Pedregulho (BARBOSA, L. M., 2001) enquanto as regiões mais altas são cobertas por campo cerrado, campo sujo e cerrado *sensu stricto* (DA LUZ, 2000). O entorno é constituído principalmente de monoculturas de café e cana-de-açúcar e pastagens. Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwb, definido como tropical de altitude, e a média anual das temperaturas mínimas, máximas e média é de 13,7°C, 26,5°C e 20,1°C, respectivamente, com precipitação pluvial média anual de 1545,00 mm (CEPAGRI, 2016).

Área 2: A Floresta Estadual de Bebedouro (FEB) está localizada no município de Bebedouro (20°57'S e 48°30' W) e é constituída por um único fragmento cuja área total é de 141,46 ha. O clima da região é caracterizado, segundo a classificação de Köppen, como tropical úmido (Aw) com estação chuvosa no verão e seca no inverno (TABANEZ, M. F.; ROSA, 1994). A temperatura média anual mínima, máxima e média é 16,5°C, 31°C e 23,9°C, respectivamente e a precipitação pluvial média é de 1333,8 mm (CEPAGRI, 2016). A vegetação nativa é constituída de remanescentes de cerrado *sensu stricto* e floresta estacional semidecídua e parte da área é utilizada para o plantio de pinus e eucalipto (TABANEZ, M. F.; ROSA, 1994).

Área 3: A Reserva Biológica “Augusto Ruschi” (RBAR) está localizada no município de Sertãozinho – SP (21° 10' S e 48° 5' W) e é constituída de seis pequenos fragmentos (55,88 ha; 81,74 ha; 113,02 ha; 115,04 ha; 124,15 ha; 188,89 ha). A vegetação é formada por floresta estacional semidecídua e o clima é do tipo Aw, segundo a Classificação de Köppen, definido como tropical úmido com chuvas no verão e o inverno seco (CEPAGRI, 2016). A média anual das temperaturas mínimas, máximas e média é de 16,2°C, 29,5°C e 22,8°C, respectivamente, e precipitação pluvial média anual de 1588,5 mm (CEPAGRI, 2016). A rodovia estadual Atílio Balbo

(SP333) cruza a área da reserva e o seu entorno é caracterizado pelo predomínio de extensas áreas de pastagem, culturas de cana-de-açúcar e, em menor proporção, por eucalipto.

Área 4: A Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) estão localizadas no município de Luiz Antônio-SP (21° 30' S e 47° 40' W). A EEJ apresenta uma área de 9.010 ha e é uma das maiores áreas de preservação do Cerrado no estado de São Paulo (TOPPA, 2004). A vegetação predominante na EEJ é o cerradão (60,7%), seguido por áreas de cerrado em regeneração (19,5%) e por floresta estacional semidecídua (13,6%), além de cerrado *sensu stricto*, campo sujo e várzeas (TOPPA, 2004). A EELA, adjacente à EEJ, tem uma área de 1.725 ha constituída de eucaliptos e pinus (LEONEL, C., S. THOMAZIELLO, 2010). O entorno das duas Estações é caracterizado por extensas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e plantios de eucalipto, e em menor proporção por pastagens e plantações de cítricos (SHIDA; PIVELLO, 2002). O clima é do tipo Aw, segundo a Classificação de Köppen, definido como tropical úmido com chuvas no verão e o inverno seco (CEPAGRI, 2016). A média anual das temperaturas mínimas, máximas e média é 15,2°C, 28,2°C e 21,7°C, respectivamente, e pluviosidade anual de 1516,00 mm (CEPAGRI, 2016).

Área 5: O Parque Estadual de Vassununga está localizado no município de Santa Rita do Passa Quatro – SP, e é constituído por seis fragmentos com área total de 2.071,42 ha. A floresta estacional semidecídua é a vegetação predominante, exceto o maior fragmento, composto principalmente por cerrado. A Rodovia Anhanguera (SP-330) cruza a área do Parque e o entorno é constituído predominantemente de cultura de cana-de-açúcar seguida por eucalipto e pinus, e em menor proporção por citricultura e pastagens (MENDES et al., 2009). Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa – tropical de altitude e a temperatura média anual mínima, máxima e média é de 14,6°C, 27,5°C e 21,1°C, respectivamente, com precipitação pluvial média de 1506,8 mm (CEPAGRI, 2016).

Área 6: A Estação Experimental de Santa Rita do Passa Quatro está localizada no município de Santa Rita do Passa Quatro – SP (21°44'06" S e 47°29'23" W), e é constituída por três fragmentos com áreas totais de 9,1 ha, 19,1ha e 51 ha, totalizando 79,2 ha. A vegetação predominante é a floresta estacional semidecídua, além de cerrado e plantios de pinus e eucaliptos. Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa – tropical de altitude e a temperatura média anual mínima, máxima e média é 14,6°C, 27,5°C e 21,1°C, respectivamente, e a precipitação pluvial

média é de 1506,8 mm (CEPAGRI, 2016). As rodovias Zequinha de Abreu (SP-241) e Luiz Pizetta (SP-328) cruzam a área da Estação, e o seu entorno é constituído predominantemente por plantios agrícolas, principalmente de cana-de-açúcar.

Área 7: O Parque Estadual de Porto Ferreira está localizado no município de Porto Ferreira – SP (21° 49' S e 27° 25' W) e é constituído por um único fragmento com área total de 637 ha. A vegetação nativa é composta por remanescentes de floresta estacional semidecídua e cerrado. Conforme a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwa tropical de altitude e a temperatura média anual mínima, máxima e média é de 15,7°C, 28,8°C e 22,3°C, respectivamente, com precipitação pluvial média de 1497,1 mm (CEPAGRI, 2016).

Área 8: A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EESB) está localizada no município de Águas de Santa Bárbara – SP (22°48'59" S, 49°14'12" W) e é formada por dois fragmentos com áreas de 1.635 ha e 1.237 ha. O cerrado *lato sensu* é predominante, seguido de áreas com campos úmidos e floresta estacional semidecídua (MELO; DURIGAN, 2011). A paisagem de entorno é constituída de plantações de pinus e eucalipto, representada pela Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara (1.659,97 ha) e áreas de pastagem e cultivos agrícolas nas fazendas vizinhas. As rodovias SP-280 e SP-261 (MELO; DURIGAN, 2011) cruzam a área da EESB. Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa – tropical de altitude e a temperatura média anual mínima, máxima e média são 15,3°C, 28,1°C e 21,7°C, respectivamente, com precipitação pluvial média de 1353,7 mm (CEPAGRI, 2016).

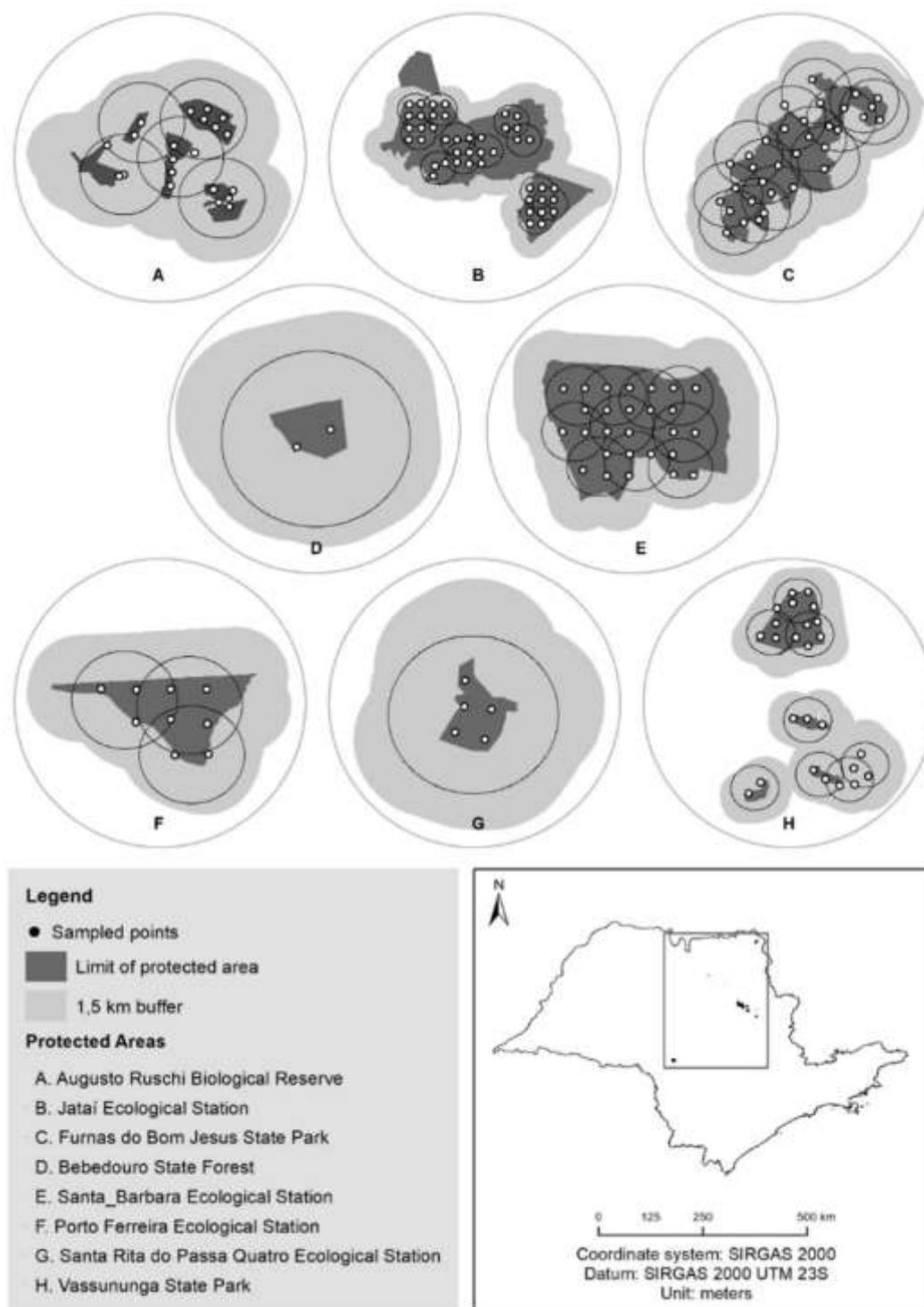


Figura 1. Buffers criados a 1,5 km do centro de cada local amostrado e dos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no estado de São Paulo, Brasil.

Tabela 1. Tamanho dos fragmentos, número de sítios amostrados e de armadilhas-fotográficas, esforço amostral e carnívoros registrados nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 no Estado de São Paulo.

Unidade de Conservação	Tamanho (ha)	Fragmentos	Número de sítios amostrados	Número de pontos com AF	Esforço amostral (armadilhas-dia)	Carnívoros registrados
Estação Ecológica Jataí (EEJ)	10.285	1	12	44	2.902	<i>Canis familiaris</i> , <i>Chrysocyon brachyurus</i> , <i>Conepatus semistriatus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Puma concolor</i>
Estação Ecológica Santa Bárbara (EESB)	2.585	1	7	19	1.309	<i>Canis familiaris</i> , <i>Cerdocyon thous</i> , <i>Chrysocyon brachyurus</i> , <i>Conepatus semistriatus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Nasua nasua</i> , <i>Procyon cancrivorus</i> , <i>Puma concolor</i> , <i>Puma yagouaroundi</i>
	1.612	2	3	8	530	<i>Canis familiaris</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Puma yagouaroundi</i>
Estação Experimental de Santa Rita	9	1	1	1	78	<i>Canis familiaris</i> , <i>Nasua nasua</i>
	19	2	1	2	156	<i>Canis familiaris</i> ,

do Passa Quatro (EESR)	51	3	1	2	156	<i>Nasua nasua</i> , <i>Puma</i> <i>yagouaroundi</i> <i>Nasua nasua</i>
Floresta Estadual de Bebedouro (FEB)	99	1	1	2	183	<i>Canis familiaris</i> , <i>Nasua nasua</i>
Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (PEFBJ)	2.069	1	13	33	2.549	<i>Canis familiaris</i> , <i>Cerdocyon thous</i> , <i>Chrysocyon</i> <i>brachyurus</i> , <i>Conepatus</i> <i>semistriatus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Leopardus</i> <i>pardalis</i> , <i>Nasua nasua</i> , <i>Procyon</i> <i>cancrivorus</i> , <i>Puma concolor</i> , <i>Puma</i> <i>yagouaroundi</i>
Parque Estadual Porto Ferreira (PEPF)	611	1	3	9	608	<i>Cerdocyon thous</i> , <i>Chrysocyon</i> <i>brachyurus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Leopardus</i> <i>pardalis</i> , <i>Puma concolor</i> , <i>Puma</i> <i>yagouaroundi</i>
Parque Estadual de Vassununga (PEV)	231	1	1	2	118	<i>Leopardus</i> <i>pardalis</i> , <i>Puma</i> <i>yagouaroundi</i>

	329	2	2	5	144	<i>Eira barbara</i> , <i>Leopardus pardalis</i>
	130	3	1	2	124	<i>Leopardus pardalis</i> , <i>Puma concolor</i>
	1.217	4	3	13	268	<i>Conepatus semistriatus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Puma concolor</i>
	169	5	1	3	175	<i>Eira barbara</i> , <i>Nasua nasua</i>
	115	1	1	1	38	-
Reserva	56	2	1	1	34	<i>Puma concolor</i>
Biológica	189	3	1	2	115	<i>Canis familiaris</i> , <i>Puma concolor</i>
Augusto	124	4	1	3	75	<i>Puma concolor</i>
Ruschi (RBAR)	82	5	1	2	57	-

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, L. M., J. A. N. **Atlas das unidades de conservação do Estado de São Paulo, parte II: interior.** São Paulo, Secretaria Estadual de Meio Ambiente. Metalivros, 2001.
- BRANCO, I. H. D. C., DOMINGUES, E. N., SÉRIO, F. C., DEL CALI, I. H., MATTOS, I. F. A., BERTONI, J. E. A., ROSSI, M.; ESTON, M. R. de; PFEIFER, R. M.; ANDRADE, W. J. **Plano conceitual de manejo-Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, município de Pedregulho, SP.,** Revista do Instituto Florestal, São Paulo, 1991.
- CEPAGRI. **Clima dos municípios paulistas.** 2016.
- DA LUZ, B. R. **Zoneamento ecológico do Parque das Furnas do Bom Jesus, em Pedregulho-SP, usando sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica (SIG).** 2000. 2000.
- LEONEL, C., S. THOMAZIELLO, E. D. O. **Plano de Manejo da Estação Ecológica do Jataí-SP (2010).**, 2010.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara,** 2011.
- MENDES, A. F.; IGARI, A. T.; LUCCA, A. L. T.; ANTUNES, A. P.; MELLO, A. C. G.; NETO, A. G. P.; MENARIN, C.; FREITAS, C. A.; BRIANI, D. C.; SILVA, D. A.; DICKFELDT, E. P.; NÉRI, F. M.; ARCOVA, F. C. S.; FRANCO, G. A. D. C.; CIOCHETI, G.; DURIGAN, G.; BRITO, G. R. R.; RIBEIRO, H. J.; COSTA, H. B.; MATTOS, I. S. A.; SERRA, J. P.; VERONESI JUNIOR, J. L.; PASTORI, J. A.; BAITELLO, J. B.; MONTEIRO, J. B.; GUILLAUMON, J. R.; CABRAL, J. C.; TAMBOSI, L. R.; TOLEDO, L. F.; CARVALHO, M. P.; ROSSI, M.; GARRIDO, M. A. O.; NALLON, M. A.; TONIATO, M. T. Z.; KANASHIRO, M. M.; TABANEZ, M. F.; RANZINI, M.; IVANAUSKAS, N. M.; AGUIAR, O. T.; RUFFINO, P. H. P.; MIRANDA, R. S.; FERREIRA, R. S. C.; PFEIFER, R. M.; RAIMUNDO, S.; SOUZA, S. A.; THOMAZIELLO, S.; CICCIO, V.; PIVELLO, V. R. **Plano de manejo do Parque**

Estadual de Vassununga. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, Fundação Florestal, 2009.

NAGAKO SHIDA, C.; PIVELLO, V. R. Caracterização fisiográfica e de uso das terras da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP, com o uso de sensoriamento remoto e SIG. **Investigaciones Geográficas**, n. 49, 2002.

TABANEZ, M. F.; ROSA, P. R. F. da. **Projeto para implantação de área de educação ambiental e recreação na Floresta de Bebedouro, São Paulo.**, Programa Nacional do Meio Ambiente, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo., 1994.

TOPPA, R. H. **Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP.** 2004. Universidade Federal de São Carlos, SP, 2004.

APÊNDICE B - Lista das espécies consideradas potenciais presas dos carnívoros registrados, tabela com os modelos melhores ranqueados de ocupação e detecção das espécies de carnívoros, tabela com os modelos melhores ranqueados de co-ocorrência entre carnívoros e figura ilustrando a correlação das variáveis utilizadas para avaliar a ocupação e co-ocorrência de carnívoros nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no Estado de São Paulo, Brasil.

Tabela 1. Lista das espécies consideradas potenciais presas dos carnívoros registrados nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no Estado de São Paulo, Brasil.

Predador	Presas	Referências
<i>Canis familiaris</i>	Aves	
	<i>Bos taurus</i>	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	
	<i>Conepatus semistriatus</i>	
	<i>Cuniculus paca</i>	
	<i>Dasyprocta azarae</i>	
	<i>Dasyprocta novemcinctus</i>	
	<i>Didelphis albiventris</i>	CAMPOS et al., 2007;
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	GALETTI; SAZIMA, 2006;
	<i>Felis catus</i>	MITCHELL; BANKS, 2005;
	<i>Leopardus guttulus</i>	VANAK; GOMPPER, 2009
	<i>Marmosa paraguayana</i>	
	<i>Mazama sp.</i>	
<i>Nasua nasua</i>		
Pequenos mamíferos não identificados		
<i>Procyon cancrivorus</i>		
Répteis		
<i>Sapajus nigrinus</i>		
<i>Sciurus sp.</i>		
<i>Sylvilagus minensis</i>		
<i>Cerdocyon thous</i>	Aves	ABREU et al., 2010;
	<i>Caluromys lanatus</i>	BIANCHI et al., 2014;
	<i>Coendou prehensilis</i>	BUENO; MOTTA-JUNIOR,
	<i>Dasyprocta azarae</i>	2004; FARRELL; ROMAN;
	<i>Didelphis albiventris</i>	SUNQUIST, 2000; GATTI et

	<i>Felis catus</i>	al., 2006; JUAREZ;
	<i>Leopardus guttulus</i>	MARINHO-FILHO, 2002;
	<i>Marmosa paraguayana</i>	RAÍCES; BERGALLO,
	<i>Mazama sp.</i>	2010; TROVATI; CAMPOS;
	<i>Nasua nasua</i>	BRITO, 2008
	Pequenos mamíferos não identificados	
	Répteis	
	<i>Sciurus sp.</i>	
	<i>Sus scrofa</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	
	Aves	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	
	<i>Dasyprocta azarae</i>	BUENO et al., 2002;
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	BUENO; MOTTA-JUNIOR,
	<i>Didelphis albiventris</i>	2004; CAMPOS, 2009;
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	CHEIDA, 2005; JUAREZ;
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	<i>Marmosa paraguayana</i>	MARINHO-FILHO, 2002;
	<i>Mazama sp.</i>	TROVATI; CAMPOS;
	<i>Nasua nasua</i>	BRITO, 2008
	<i>Pecari tajacu</i>	
	Pequenos mamíferos não identificados	
	Répteis	
	<i>Sciurus sp.</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	Aves	
<i>Conepatus semistriatus</i>	<i>Caluromys lanatus</i>	CASTILLO et al., 2014;
	<i>Marmosa paraguayana</i>	CAVALCANTI, 2010;
	Pequenos mamíferos não identificados	DONADIO et al., 2004;
	<i>Sciurus sp.</i>	KASPER et al., 2009
	Aves	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix sp.</i>	BEZERRA et al., 2009;
<i>Eira barbara</i>	<i>Caluromys lanatus</i>	CAMARGO; FERRARI,
	<i>Coendou prehensilis</i>	2007; PRESLEY; SMITH,
	<i>Cuniculus paca</i>	2000
	<i>Dasyprocta azarae</i>	
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	

	<i>Didelphis albiventris</i>	
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	
	<i>Marmosa paraguayana</i>	
	Pequenos mamíferos não identificados	
	Répteis	
	<i>Sapajus nigritus</i>	
	<i>Sciurus sp.</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	Aves	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix sp.</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Canis familiaris</i>	
	<i>Cerdocyon thous</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	
	<i>Conepatus semistriatus</i>	
	<i>Cuniculus paca</i>	
	<i>Dasyprocta azarae</i>	ABREU et al., 2008;
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	BIANCHI et al., 2014;
	<i>Didelphis albiventris</i>	BIANCHI; MENDES, 2007;
	<i>Eira barbara</i>	BIANCHI; MENDES;
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	JÚNIOR, 2010; GIARETTA,
	<i>Marmosa paraguayana</i>	2002; GRIFFITHS;
	<i>Mazama sp.</i>	GILMORE; BOWLER, 2020;
	<i>Nasua nasua</i>	MORENO et al., 2006;
	<i>Pecari tajacu</i>	VILLA; MEYER; LÓPEZ,
	Pequenos mamíferos não identificados	2002; WANG, 2002
	<i>Procyon cancrivorus</i>	
	<i>Puma yagouaroundi</i>	
	Répteis	
	<i>Sapajus nigritus</i>	
	<i>Sciurus sp.</i>	
	<i>Sus scrofa</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	
	Aves	
	<i>Caluromys lanatus</i>	ALVES-COSTA; DA
	<i>Coendou prehensilis</i>	FONSECA;
	<i>Dasyprocta azarae</i>	CHRISTÓFARO, 2004;
	<i>Didelphis albiventris</i>	BIANCHI et al., 2014;
<i>Nasua nasua</i>		

	<i>Marmosa paraguayana</i>	HIRSCH, 2009; SANTOS;
	Pequenos mamíferos não identificados	BEISIEGEL, 2006
	Répteis	
	<i>Sciurus sp</i>	
<i>Procyon cancrivorus</i>	Aves	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix sp</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	GATTI et al., 2006;
	<i>Dasybus novemcinctus</i>	PELLANDA et al., 2010;
	<i>Didelphis albiventris</i>	QUINTELA; IOB; ARTIOLI,
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	2014; ROCHA-MENDES et
	<i>Marmosa paraguayana</i>	al., 2010
	Pequenos mamíferos não identificados	
	Répteis	
<i>Sciurus sp</i>		
<i>Puma concolor</i>	Aves	
	<i>Bos taurus</i>	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	
	<i>Callithrix sp</i>	
	<i>Canis familiaris</i>	
	<i>Cerdocyon thous</i>	
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	FARRELL; ROMAN;
	<i>Conepatus semistriatus</i>	SUNQUIST, 2000; FOSTER
	<i>Cuniculus paca</i>	et al., 2010; GÓMEZ-
	<i>Dasyprocta azarae</i>	ORTIZ; MONROY-VILCHIS;
	<i>Dasybus novemcinctus</i>	MENDOZA-MARTÍNEZ,
	<i>Didelphis albiventris</i>	2015; MAGIOLI et al., 2014;
	<i>Eira barbara</i>	MARTINS; QUADROS;
	<i>Equus caballus</i>	MAZZOLLI, 2008; ROCHA-
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	MENDES et al., 2010)
	<i>Felis catus</i>	
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	
	<i>Leopardus guttulus</i>	
	<i>Leopardus pardalis</i>	
<i>Lontra longicaudis</i>		
<i>Mazama sp</i>		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>		

	<i>Nasua nasua</i>	
	<i>Pecari tajacu</i>	
	Pequenos mamíferos não identificados	
	<i>Procyon cancrivorus</i>	
	<i>Puma yagouarundi</i>	
	Répteis	
	<i>Sapajus nigratus</i> ;	
	<i>Sciurus sp</i>	
	<i>Sus scrofa scrofa</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	
	<i>Tapirus terrestris</i>	
	Aves	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix sp</i>	
	<i>Caluromys lanatus</i>	BIANCHI et al., 2011;
	<i>Coendou prehensilis</i>	CAMPOS, 2009; GÓMEZ-
	<i>Dasyprocta azarae</i>	ORTIZ; MONROY-VILCHIS;
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	MENDOZA-MARTÍNEZ,
	<i>Didelphis albiventris</i>	2015; ROCHA-MENDES et
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	al., 2010; SILVA-PEREIRA
	<i>Marmosa paraguayana</i>	et al., 2011; TROVATI;
	Pequenos mamíferos não identificados	CAMPOS; BRITO, 2008
	Répteis	
	<i>Sciurus sp</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
	Aves	
	<i>Cabassous tatouay</i>	
	<i>Callithrix sp</i>	
	<i>Coendou prehensilis</i>	
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	CAMPOS et al., 2007;
	<i>Didelphis albiventris</i>	HERNANDEZ et al., 2018;
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	WOODS; MCDONALD;
	<i>Marmosa paraguayana</i>	HARRIS, 2003
	Pequenos mamíferos não identificados	
	Répteis	
	<i>Sciurus sp</i>	
	<i>Sylvilagus minensis</i>	
<i>Puma yagouarundi</i>		
<i>Felis catus</i>		

Tabela 2. Modelos de ocupação e detecção single-species melhores ranqueados para carnívoros em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Modelo	Npar ^a	$\Delta AICc^b$	Neg2II ^c	w ^d	Cum w ^e
<i>Canis familiaris</i>					
ρ (ESFORÇO), ψ (PASTOfrag+URBANAdist)	5	0	319,73	0,24	0,24
ρ (ESFORÇO), ψ (FLORESTAfrag+URBANAdist+PASTOfrag)	6	1,03	318,23	0,15	0,39
ρ (ESFORÇO), ψ (PASTOfrag)	4	1,48	323,63	0,12	0,51
ρ (ESFORÇO), ψ (PERENEfrag+ISOL+URBANAdist)	6	1,71	318,91	0,10	0,61
ρ (ESFORÇO), ψ (PASTOfrag+SILVICsítio)	5	2,10	321,83	0,09	0,70
ρ (ESFORÇO), ψ (ÁGUAext+RODext+SILVICsítio+PASTOfrag)	6	3,03	320,24	0,05	0,75
ρ (ESFORÇO), ψ (ÁGUAext+FLORESTAfrag+RODdist+PAST Ofrag)	6	3,49	320,70	0,04	0,79
ρ (ESFORÇO), ψ (PERENEsítio+ISOL+URBANAdist)	6	5,46	322,66	0,02	0,81
ρ (ESFORÇO), ψ (ÁGUAext+URBANAdist+ISOL+PERENEsítio)	6	5,46	322,66	0,02	0,83
ρ (ESFORÇO), ψ (PERENEfrag+URBANAdist)	5	5,5	325,23	0,02	0,84
ρ (ESFORÇO), ψ (PERENEfrag+ISOL)	5	6,34	326,07	0,01	0,85
ρ (ESFORÇO), ψ (ÁGUAext+FLORESTAfrag+ISOL+URBANAdist)	6	6,75	323,96	0,01	0,86
ρ (ESFORÇO), ψ (PERENEfrag+ISOL+RODist)	6	6,91	324,12	0,01	0,87
ρ (ESFORÇO), ψ (PERENEsítio+URBANAdist)	5	7,36	327,09	0,01	0,87

$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{ANUALfrag+URBANAdist+ISOL})$	6	7,4	324,61	0,01	0,88
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+ISOL+SILVICsítio})$	6	7,41	324,61	0,01	0,89
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+ISOL+SILVICfrag})$	6	7,44	324,65	0,01	0,89
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{ANUALfrag+URBANAdist+FLORESTAfrag})$	6	7,48	324,69	0,01	0,90
$\rho(.) \psi(.)$	2	17,97	340,39	0,00	1,00

Cerdocyon thous

$\rho(\text{DIAS}), \psi(\text{PERENEsítio})$	4	0,00	100,29	0,29	0,29
$\rho(\text{DIAS}), \psi(\text{PERENEfrag})$	4	0,87	101,15	0,19	0,48
$\rho(\text{DIAS}), \psi(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$	5	0,93	98,79	0,18	0,66
$\rho(\text{DIAS}), \psi(\text{PERENEfrag+URBANAdist})$	5	1,63	99,49	0,13	0,79
$\rho(\text{DIAS}), \psi(\text{ANUALfrag+URBANAdist})$	5	2,39	100,26	0,09	0,87
$\rho(\text{DIAS}), \psi(\text{ANUALfrag})$	4	3,15	103,44	0,06	0,93
$\rho(.) \psi(.)$	2	12,72	117,58	0,00	1,00

Chrysocyon brachyurus

$\rho(.), \psi(\text{PERENEfrag})$	3	3,00	129,63	0,40	0,40
$\rho(.), \psi(\text{ANUALEfrag})$	3	3,00	130,61	0,24	0,64
$\rho(.), \psi(.)$	2	2,00	132,94	0,23	0,87

Conepatus semistriatus

$(\text{TEMP+DIAS}),$ $\psi(\text{ANUALSítio+FLORESTAfrag+ABERTAsítio})$	7	0,00	121,71	0,13	0,13
$\rho(\text{TEMP+DIAS}),$ $\psi(\text{ÁREA+FLORESTAfrag+ABERTAsítio})$	7	0,64	122,34	0,09	0,22
$\rho(\text{TEMP+DIAS}),$ $\psi(\text{SILVICfrag+FLORESTAfrag+ABERTAsítio})$	7	0,72	122,43	0,09	0,31

$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ÁGUAext}+\text{FLORESTAfrag}+\text{ABERTAsítio})$	7	1,06	122,77	0,07	0,38
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ÁREA}+\text{FLORESTAfrag}+\text{ABERTAsítio}+\text{SILVICfrag})$	8	1,07	120,03	0,07	0,45
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ÁGUAext}+\text{FLORESTAfrag}+\text{ABERTAsítio}+\text{SILVICfrag})$	8	1,15	120,11	0,07	0,53
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ABERTAfrag}+\text{FLORESTAfrag}+\text{ABERTAsítio}+\text{SILVICfrag})$	8	1,20	120,16	0,07	0,60
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ANUALsítio}+\text{FLORESTAfrag})$	6	1,75	126,09	0,05	0,65
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{ANUALsítio})$	5	1,96	128,82	0,05	0,70
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{FLORESTAfrag}+\text{ABERTAsítio})$	6	2,01	126,34	0,05	0,74
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{ANUALsítio}+\text{ABERTAsítio})$	6	2,34	126,68	0,04	0,78
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ABERTAfrag}+\text{FLORESTAfrag}+\text{ABERTAsítio})$	7	3,01	124,71	0,03	0,81
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{ANUALsítio}+\text{SILVICfrag})$	6	3,05	127,39	0,03	0,84
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{ÁREA}+\text{ABERTAsítio})$	6	4,17	128,51	0,02	0,85
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{ÁREA}+\text{SILVICfrag})$	6	4,54	128,88	0,01	0,86
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{SILVICfrag}+\text{ABERTAfrag})$	6	4,78	129,12	0,01	0,88
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}),$ $\psi(\text{ÁREA}+\text{SILVICfrag}+\text{ABERTAsítio})$	7	4,79	126,50	0,01	0,89
$\rho(\text{TEMP}+\text{DIAS}), \psi(\text{ÁGUAext}+\text{SILVICfrag})$	6	5,19	129,53	0,01	0,90
$\rho(\cdot) \psi(\cdot)$	2	12,08	145,94	0,00	1,00

Eira barbara

$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+C\~{A}ES+URBANAdist})$	6	0,00	418,13	0,13	0,13
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+C\~{A}ES+URBANAdist+\u00c1GUAdist})$	7	0,30	415,80	0,12	0,25
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{C\~{A}ES+\u00c1GUAdist+FLORESTAfrag})$	6	0,69	418,83	0,10	0,35
$\rho(\text{ESFORÇO}), \psi(\text{PERENEfrag+C\~{A}ES})$	5	0,90	421,56	0,09	0,43
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{URBANAdist+\u00c1GUAdist+PERENEs\u00edtio+C\~{A}ES})$	7	1,04	416,54	0,08	0,51
$\rho(\text{ESFORÇO}), \psi(\text{PERENEfrag+URBANAdist})$	5	1,39	422,05	0,07	0,58
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{FLORESTAfrag+C\~{A}ES+PERENEs\u00edtio+\u00c1GUAdist})$	7	1,95	417,45	0,05	0,63
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+C\~{A}ES+\u00c1GUAdist})$	6	2,00	420,14	0,05	0,68
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{PERENEs\u00edtio+C\~{A}ES+URBANAdist})$	6	2,01	420,14	0,05	0,73
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{URBANAdist+\u00c1GUAdist+PERENEfrag})$	6	2,37	420,50	0,04	0,77
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{FLORESTAfrag+C\~{A}ES+PERENEs\u00edtio})$	6	3,17	421,31	0,03	0,80
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{URBANAdist+\u00c1GUAdist+PERENEs\u00edtio})$	6	3,22	421,35	0,03	0,82
$\rho(\text{ESFORÇO}), \psi(\text{PERENEs\u00edtio+C\~{A}ES})$	5	3,34	424,00	0,03	0,85
$\rho(\text{ESFORÇO}), \psi(\text{PERENEs\u00edtio+URBANAdist})$	5	3,40	424,06	0,02	0,87
$\rho(\text{ESFORÇO}),$ $\psi(\text{C\~{A}ES+\u00c1GUAdist+PERENEs\u00edtio})$	6	3,56	421,70	0,02	0,90
$\rho(\cdot) \psi(\cdot)$	2	19,68	447,33	0,00	1,00

Leopardus pardalis

$\rho(\text{TEMP}),$ $\psi(\text{PRESAS+RODist+PERENEfrag+URBANAdist})$	7	0,00	313,32	0,38	0,38
$\rho(\text{TEMP}),$ $\psi(\text{PRESAS+SILVICsítio+PERENEfrag+URBANAdist})$	7	2,24	315,55	0,12	0,50
$\rho(\text{TEMP}),$ $\psi(\text{PRESAS+PERENEfrag+URBANAdist})$	6	2,38	318,33	0,11	0,62
$\rho(\text{TEMP}),$ $\psi(\text{SILVICsítio+PERENEfrag+URBANAdist})$	6	2,93	318,88	0,09	0,70
$\rho(\text{TEMP}),$ $\psi(\text{RODist+PERENEfrag+URBANAdist})$	6	3,09	319,03	0,08	0,78
$\rho(\text{TEMP}), \psi(\text{PERENEfrag+URBANAdist})$	5	4,20	322,68	0,05	0,83
$\rho(\text{TEMP}), \psi(\text{PRESAS+RODist+PERENEsítio})$	6	4,40	320,35	0,04	0,87
$\rho(\text{TEMP}),$ $\psi(\text{PRESAS+SILVICsítio+URBANAdist})$	6	4,59	320,54	0,04	0,91
$\rho(.) \psi(.)$	2	23,06	348,53	0,00	1,00

Nasua nasua

$\rho(\text{ESFORÇO+PREC}), \psi(\text{ABERTAsítio})$	5	0,00	188,38	0,36	0,36
$\rho(\text{ESFORÇO+PREC}), \psi(.)$	4	1,14	191,94	0,20	0,56
$\rho(\text{ESFORÇO+PREC}), \psi(\text{RODist})$	5	1,22	189,59	0,19	0,75
$\rho(\text{ESFORÇO+PREC}), \psi(\text{PERENEfrag})$	5	2,02	190,39	0,13	0,88
$\rho(\text{PREC}), \psi(.)$	3	3,43	196,56	0,06	0,95
$\rho(.) \psi(.)$	2	6,25	201,62	0,02	1,00

Procyon cancrivorus

$\rho(\text{ESFORÇO+TEMP+PREC}), \psi(\text{ANUALfrag})$	6	0,00	88,99	0,14	0,14
$\rho(\text{ESFORÇO+TEMP+PREC}), \psi(\text{PASTOfrag})$	6	0,19	89,19	0,13	0,28

$\rho(\text{ESFORÇO+TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PRESAS+C\AA{E}S})$	7	0,50	86,86	0,11	0,39
$\rho(\text{ESFORÇO+TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{ANUALfrag+\AA{G}UAdist})$	7	1,35	87,72	0,07	0,46
$\rho(\text{ESFORÇO+TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PRESAS+\AA{G}UAdist})$	7	1,39	87,75	0,07	0,53
$\rho(\text{ESFORÇO+TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PASTOfrag+\AA{G}UAdist})$	7	1,53	87,89	0,07	0,60
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PERENEs\AA{I}tio+\AA{G}UAdist})$	7	1,92	88,28	0,06	0,66
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PERENEs\AA{I}tio+C\AA{E}S})$	7	2,24	88,61	0,05	0,70
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PERENEfrag})$	6	2,53	91,53	0,04	0,74
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}), \psi(\text{\AA{G}UAdist})$	6	2,82	91,81	0,04	0,78
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PERENEs\AA{I}tio})$	6	2,96	91,96	0,03	0,81
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+\AA{G}UAdist})$	7	3,03	89,39	0,03	0,87
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}), \psi(\text{PASTOs\AA{I}tio})$	6	3,10	92,09	0,03	0,87
$\rho(\text{ESFORÇO + TEMP+PREC}),$ $\psi(\text{PERENEfrag+PRESAS})$	7	3,66	90,03	0,02	0,90
$\rho(.), \psi(.)$	2	13,72	112,24	0,00	1,00

Puma concolor

$\rho(.), \psi(\text{PASTOs\AA{I}tio})$	3	0,00	286,02	0,20	0,20
$\rho(.), \psi(\text{FLORESTAfrag})$	3	0,21	286,23	0,18	0,39
$\rho(.), \psi(\text{FLORESTAfrag+PASTOs\AA{I}tio})$	4	0,43	284,12	0,17	0,55
$\rho(.), \psi(.)$	2	1,30	289,56	0,11	0,66

Puma yagouaroundi

$\rho(\cdot), \psi(\text{ÁGUA}_{\text{dist}})$	3	0,00	143,16	0,64	0,64
$\rho(\cdot), \psi(\cdot)$	2	2,08	147,48	0,23	0,87
$\rho(\cdot), \psi(\text{PRESAS})$	3	3,11	146,27	0,14	1,01

Nota: ANUALfrag: Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; ANUALsítio: Porcentagem de cultura anual (cana-de-açúcar) em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado; AREAha: Tamanho dos fragmentos em hectares; FLORESTAfrag: Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; FLORESTAsítio: Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km do centroide do sítio amostrado. ISOL: Distância euclidiana da borda do fragmento até a borda da área de vegetação nativa mais próxima; ABERTAfrag: Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; ABERTAsítio: Porcentagem de vegetação nativa aberta em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PASTOfrag: Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; PASTOsítio: Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PERENEfrag: Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; PERENEsítio: Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PRESAS: Total de presas potenciais de cada espécie dividido pelo esforço de amostragem em cada sítio amostrado para calcular um índice de abundância relativa de presas; RODist: Distância linear em metros de cada sítio amostrado até a rodovia mais próxima; SILVICfrag: Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; SILVICsítio: Porcentagem de silvicultura em um buffer de 1,5 km do sítio amostrado do centróide; URBANAdist: Distância linear em metros do sítio amostrado até a área urbana mais próxima; ÁGUAext: Extensão em km de corpos d'água no buffer de 1,5km a partir da borda do fragmento; ÁGUAdist: Distância linear em metros do sítio amostrado até o corpo d'água mais próximo; CDOM: Total de registros de *Canis familiaris* dividido pelo esforço amostral em cada ponto amostrado; DIAS: Dia ordinal do ano no início da ocasião de amostragem; ESFORÇO: Esforço total de amostragem de todas as câmeras no sítio amostrado; PREC: Precipitação média mensal em milímetros do município onde está localizado o fragmento; TEMP: Temperatura média mensal em graus Celsius do município onde está localizado o fragmento.

- a Número de parâmetros do modelo.
- b Diferença no critério de informação de Akaike para pequenas amostras comparado com o primeiro modelo do ranking.
- c Desvio do modelo, estimado como -2Log(Likelihood) .
- d Peso do modelo de Akaike.
- e Peso acumulado do modelo.

Tabela 3. Modelos de co-ocorrência usados para avaliar as interações interespecíficas do uso da paisagem de carnívoros silvestres entre si e com cães-domésticos, em fragmentos de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil.

Modelo	Npar ^a	$\Delta AICc^b$	Neg2II ^c	w ^d	Cum w ^e
<i>Canis familiaris</i> (A) e <i>Eira barbara</i> (B)					
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\cdot)$, $\psi Ba(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$, $\psi BA(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$	11	0,00	779,02	0,29	0,29
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\text{FLORESTAfrag})$, $\psi Ba(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$, $\psi BA(\text{FLORESTAfrag+PERENEsítio+URBANAdist})$	13	0,15	779,17	0,27	0,55
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\cdot)$, $\psi Ba(\text{FLORESTAfrag+PERENEsítio+URBANAdist})$, $\psi BA(\text{FLORESTAfrag+PERENEsítio+URBANAdist})$	13	0,36	779,38	0,24	0,79
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\cdot)$, $\psi Ba(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$	8	4,26	783,29	0,03	0,83
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\text{FLORESTAfrag})$, $\psi Ba(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$	9	4,42	783,45	0,03	0,86
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\cdot)$, $\psi Ba(\text{PERENEsítio})$	8	4,88	783,90	0,03	0,88
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\text{PERENEsítio})$, $\psi Ba(\text{URBANAdist})$, $\psi BA(\text{PERENEsítio+URBANAdist})$	11	5,04	784,06	0,02	0,91
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\cdot)$, $\psi Ba(\text{PERENEsítio+URBANAdist+FLORESTAfrag})$	9	6,75	785,78	0,01	0,95
$pA(\text{ESFORÇO})$, $pB(\text{ESFORÇO})$, $\psi A(\cdot)$, $\psi Ba(\cdot)$	6	10,82	789,85	0,00	1,00

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(\text{ESFORÇO}), \psi A(.),$ $\psi Ba(.), \psi BA(.)$	7	13,34	792,36	0,00	1,00
--	---	-------	--------	------	------

Canis familiaris (A) e *Leopardus pardalis* (B)

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(\text{TEMP}), \psi A(.),$ $\psi B(\text{ROADist}), \psi BA(\text{ROADist})$	9	0,00	693,12	0,73	0,73
--	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(\text{TEMP}), \psi A(.),$ $\psi B(\text{ROADist})$	7	2,53	695,66	0,20	0,93
---	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(\text{TEMP}), \psi A(.), \psi Ba(.)$	6	5,35	698,47	0,05	0,98
--	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(\text{TEMP}), \psi A(.),$ $\psi Ba(.), \psi BA(.)$	7	7,40	700,52	0,02	1,00
---	---	------	--------	------	------

Canis familiaris (A) e *Puma concolor* (B)

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(.), \psi A(.),$ $\psi Ba(\text{PASTOsítio}), \psi BA(\text{PASTOsítio})$	8	0,00	635,36	0,77	0,77
---	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(.), \psi A(.),$ $\psi Ba(\text{PASTOsítio}), \psi BA(.)$	6	4,58	639,94	0,08	0,85
---	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(.), \psi A(.),$ $\psi Ba(\text{FLORESTAfrag}), \psi BA(.)$	6	4,71	640,07	0,07	0,92
---	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(.), \psi A(.), \psi Ba(.)$	5	5,49	640,85	0,05	0,97
--	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(.), \psi A(.),$ $\psi Ba(\text{FLORESTAfrag}),$ $\psi BA(\text{FLORESTAfrag})$	8	7,43	642,79	0,02	0,99
--	---	------	--------	------	------

$pA(\text{ESFORÇO}), pB(.), \psi A(.), \psi Ba(.),$ $\psi BA(.)$	6	8,01	643,37	0,01	1,00
---	---	------	--------	------	------

Chrysocyon brachyurus (A) e *Leopardus pardalis* (B)

$pA(.), pB(\text{TEMP}), \psi A(\text{URBANAdist}),$ $\psi Ba(.), \psi BA(\text{URBANAdist})$	8	0,00	478,23	0,58	0,58
--	---	------	--------	------	------

$pA(.), pB(\text{TEMP}), \psi A(\text{URBANAdist}),$ $\psi Ba(.)$	6	0,89	479,12	0,37	0,95
--	---	------	--------	------	------

$pA(.), pB(TEMP), \psi A(.), \psi Ba(.)$	5	10,05	488,28	0,00	1,00
$pA(.), pB(TEMP), \psi A(.), \psi Ba(.), \psi BA(.)$	6	11,32	489,55	0,00	1,00
$pA(.), pB(ESFORÇO+TEMP), \psi A(.), \psi Ba(.), \psi BA(.)$	7	8,07	250,63	0,01	1,00

Nota: FLORESTAfrag: Porcentagem de floresta nativa em um buffer de 1,5 km a partir da borda do fragmento; PASTOsítio: Porcentagem de pastagem em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; PERENEsítio: Porcentagem de cultura perene (café e laranja) em um buffer de 1,5 km do centróide do sítio amostrado; URBANAdist: Distância linear em metros do sítio amostrado até a área urbana mais próxima; ESFORÇO: Esforço total de amostragem de todas as câmeras no sítio amostrado; TEMP: Temperatura média mensal em graus Celsius do município onde está localizado o fragmento.

^a Número de parâmetros do modelo.

^b Diferença no critério de informação de Akaike para pequenas amostras comparado com o primeiro modelo do ranking.

^c Desvio do modelo, estimado como $-2\text{Log}(\text{Likelihood})$.

^d Peso do modelo de Akaike.

^e Peso acumulado do modelo.

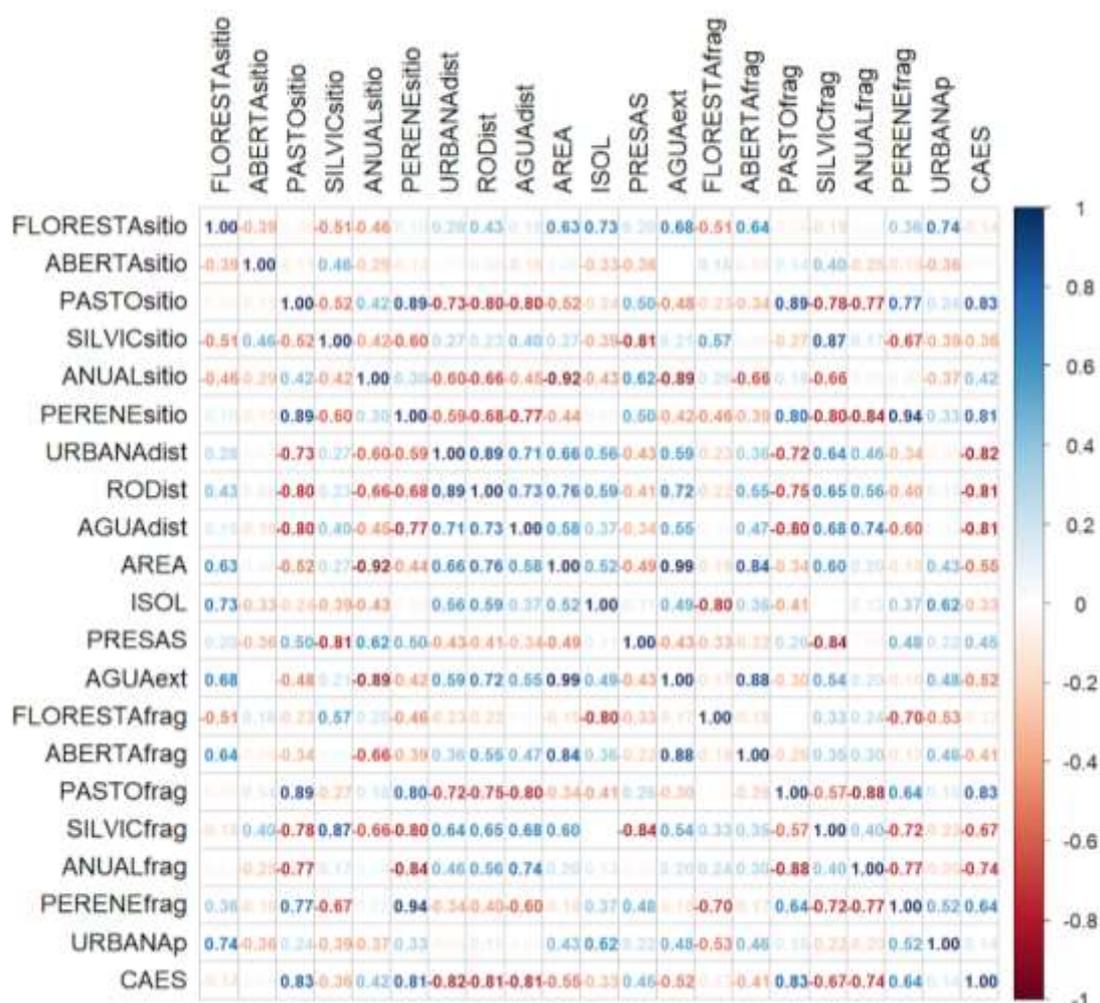


Figura 1. Correlação entre as variáveis utilizadas para avaliar probabilidade de ocupação (ψ) dos carnívoros registrados nos fragmentos de Unidades de Conservação amostrados no Estado de São Paulo, Brasil. Utilizando a análise de correlação de Spearman, valores com correlação acima de 60% não foram incluídos no mesmo modelo.

REFERÊNCIAS

ABREU, K. C.; MORO-RIOS, R. F.; SILVA-PEREIRA, J. E.; MIRANDA, J. M. D.; JABLONSKI, E. F.; PASSOS, F. C.; ABREU, K. C.; MORO-RIOS, R. F.; SILVA-PEREIRA, J. E.; MIRANDA, J. M. D.; JABLONSKI, E. F.; PASSOS, F. C. Feeding habits of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Southern Brazil. **Mammalian Biology**, v. 73, n. 5, p. 407–411, 2008.

ABREU, M.; WIELICZKO, A.; MESQUITA, A.; VIEIRA, E. Consumo de pequenos mamíferos por canídeos simpátricos do sul do Brasil: sobreposição de nichos e seleção de presas. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 1, p. 16–23, 2010.

ALVES-COSTA, C. P.; DA FONSECA, G. A. B.; CHRISTÓFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 85, n. 3, p. 478–482, 2004.

BEZERRA, B. M.; BARNETT, A. A.; SOUTO, A.; JONES, G. Predation by the tayra on the common marmoset and the pale-throated three-toed sloth. **Journal of Ethology**, v. 27, n. 1, p. 91–96, 2009.

BIANCHI, R. D. C.; ROSA, A. F.; GATTI, A.; MENDES, S. L. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. **Zoologia (Curitiba, Impresso)**, v. 28, n. 1, p. 127–132, 2011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-46702011000100018&lng=en&nrm=iso&tlng=en. Acesso em: 30 abr. 2014.

BIANCHI, R. de C.; CAMPOS, R.; XAVIER-FILHO, N.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M.; MOURÃO, G.; BIANCHI, R. de C.; CAMPOS, R.; XAVIER-FILHO, N.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M.; MOURÃO, G. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. **Acta Theriologica**, Berlin/Heidelberg, v. 59, n. 1, p. 13–23, 2014.

BIANCHI, R. de C.; MENDES, S. L. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Predation on Primates in Caratinga Biological Station, Southeast Brazil. **American Journal of Primatology**, v. 69, p. 1173–1178, 2007.

BIANCHI, R. de C.; MENDES, S. L.; JÚNIOR, P. D. M. Hábitos alimentares da jaguatirica, *Leopardus pardalis*, em duas áreas do sudeste do Brasil. **Estudos sobre fauna e meio ambiente neotropicais.**, v. 45.3, p. 111–119, 2010.

BUENO, A. D. A.; CRISTINA, S.; MOTTA-JUNIOR, J. C.; TRÓFICA, L. D. E.; ECOLOGIA, D. De; BIOCÊNCIAS, I. De; PAULO, D. S. Feeding ecology of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) (Mammalia: Canidae), in the Ecological Station of Itirapina, São Paulo State, Brazil. v. 2, 2002.

BUENO, A. D. A.; MOTTA-JUNIOR, J. C. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 77, n. 1, p. 5–14, 2004.

CAMARGO, C. C.; FERRARI, S. F. Interactions between tayras (*Eira barbara*) and red-handed howlers (*Alouatta belzebul*) in eastern Amazonia. **Primates**, v. 48, n. 2, p. 147–150, 2007.

CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C. F.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CRAWSHAW, P. G.; VERDADE, L. M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14–20, 2007.

CAMPOS, C. B. De. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil.** 2009. Universidade de São Paulo, 2009.

CASTILLO, D. F.; LUENGOS VIDAL, E. M.; CASANAVE, E. B.; LUCHERINI, M. Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk in the Pampas grassland of Argentina. **Mammalia**, v. 78, n. 4, p. 473–479, 2014.

CAVALCANTI, G. N. Biologia comportamental de *Conepatus semistriatus* (Carnivora , Mephitidae) em Cerrado do Brasil Central Biologia comportamental de *Conepatus semistriatus* (Carnivora , Mephitidae) em Cerrado do Brasil Central. **Biologia**, p. 1–46, 2010.

CHEIDA, C. C. Dieta e dispersão de sementes pelo lobo-guará *C hrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) em uma área com campo natural , Floresta Ombrófila Mista e silvicultura , Paraná , Brasil . n. Illiger 1815, 2005.

DONADIO, E.; DI MARTINO, S.; AUBONE, M.; NOVARO, A. J. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. **Journal of Arid Environments**, v. 56, n. 4, p. 709–718, 2004.

FARRELL, L. E.; ROMAN, J.; SUNQUIST, M. E. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. **Molecular ecology**, v. 9, n. 10, p. 1583–90, 2000. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11050553>

FOSTER, R. J.; HARMSEN, B. J.; VALDES, B.; POMILLA, C.; DONCASTER, C. P. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. **Journal of Zoology**, v. 280, n. 3, p. 309–318, 2010.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil 1. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. April, p. 146–151, 2006.

GATTI, A.; BIANCHI, R.; XAVIER ROSA, C. R.; MENDES, S. L. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2, p. 227–230, 2006.

GIARETTA, K. G. F. **Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil**, 2002.

GÓMEZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O.; MENDOZA-MARTÍNEZ, G. D. Feeding interactions in an assemblage of terrestrial carnivores in central Mexico. **Zoological Studies**, v. 54, n. JAN, 2015.

GRIFFITHS, B. M.; GILMORE, M. P.; BOWLER, M. Predation of a Brazilian porcupine (*Coendou prehensilis*) by an ocelot (*Leopardus pardalis*) at a mineral lick in the Peruvian Amazon. **Food Webs**, v. 24, p. 2018–2020, 2020.

HIRSCH, B. T. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in iguazu, Argentina. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 136–143, 2009.

JUAREZ, K. M.; MARINHO-FILHO, J. Diet, Habitat Use, and Home Ranges of Sympatric Canids in Central Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 4, p. 925–933, 2002.

KASPER, C. B.; FONTOURA-RODRIGUES, M. L. Da; CAVALCANTI, G. N.; FREITAS, T. R. O. De; RODRIGUES, F. H. G.; OLIVEIRA, T. G. De; EIZIRIK, E. Recent advances in the knowledge of Molina's Hog-nosed Skunk *Conepatus chinga* and Striped Hog-nosed Skunk *C. semistriatus* in South America. **Small Carnivore Conservation**, v. 41, n. August, p. 25–28, 2009.

MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FERRAZ, K. M. B.; MIOTTO, R. A.; DE CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, M. G.; DA SILVA CANHOTO, M. C.; SETZ, E. F. Stable isotope evidence of puma *concolor* (felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 451–460, 2014.

MARTINS, R.; QUADROS, J.; MAZZOLLI, M. Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do Puma *concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 3, p. 427–435, 2008.

MITCHELL, B. D.; BANKS, P. B. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. **Austral Ecology**, v. 30, n. 5, p. 581–591, 2005.

MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; SAMUDIO JR., R.; MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; SAMUDIO JR., R. Competitive release in diets of ocelot (*leopardus pardalis*) and puma (*puma concolor*) after jaguar (*panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 808–816, 2006.

PELLANDA, M.; ALMEIDA, C.; SANTOS, M. de F.; HARTZ, S. Dieta do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*, Procyonidae, Carnivora) no Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 154–159, 2010.

PRESLEY, B. S. J.; SMITH, E. C. H. Eira barbara. n. 636, p. 1–6, 2000.

QUINTELA, F. M.; IOB, G.; ARTIOLI, L. G. S. Diet of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 104, n. 2, p. 143–149, 2014.

RAÍCES, D.; BERGALLO, H. Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) in Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 1, p. 24–30, 2010.

ROCHA-MENDES, F.; MIKICH, S. B.; QUADROS, J.; PEDRO, W. A. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 21–30, 2010.

SANTOS, V. A. dos S.; BEISIEGEL, B. de M. A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 8, n. 2, p. 199–203, 2006.

SILVA-PEREIRA, J. E.; MORO-RIOS, R. F.; BILSKI, D. R.; PASSOS, F. C.; SILVA-PEREIRA, J. E.; MORO-RIOS, R. F.; BILSKI, D. R.; PASSOS, F. C. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 308–312, 2011.

TROVATI, R.; CAMPOS, C.; BRITO, B. Nota sobre convergência e divergência alimentar de canídeos e felídeos (Mamalia: Carnivora) simpátricos no Cerrado brasileiro. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 2, p. 95–100, 2008.

VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dietary niche separation between sympatric free-ranging domestic dogs and Indian foxes in central India. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 5, p. 1058–1065, 2009.

VILLA, A. De; MEYER, E. M.; LÓPEZ, C. A. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Food Habits in a Tropical Deciduous Forest of Jalisco , Mexico Ocelot (*Leopardus pardalis*) Food Habits in a Tropical Deciduous Forest of Jalisco , Mexico. v. 148, n. 1, p. 146–154, 2002.

WANG, E. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 207–212, 2002. Disponível em:

<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1076/snfe.37.3.207.8564>

APÊNDICE C - Figura ilustrando a correlação das variáveis utilizadas para avaliar a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte e tabela com informações sobre tamanho dos fragmentos, número de pontos amostrados e de armadilhas fotográficas e esforço amostral nos fragmentos das Unidades de Conservação amostradas no Estado de São Paulo, Brasil.

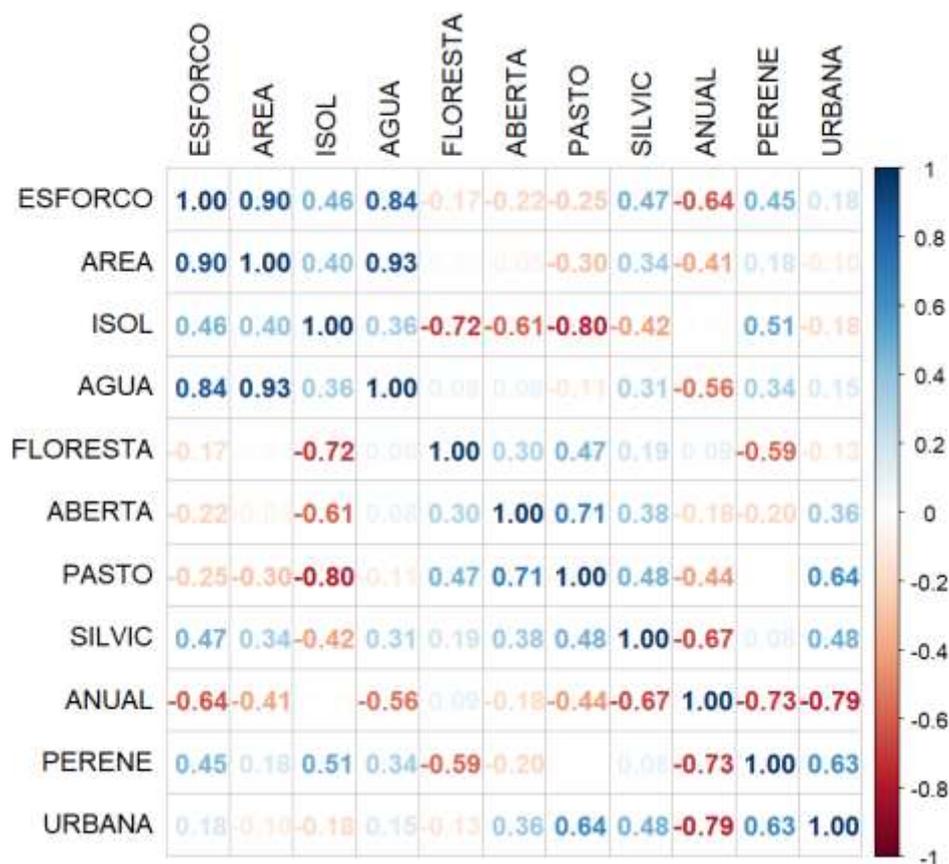


Figura 1. Correlação entre as variáveis utilizadas para avaliar a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte nas Unidades de Conservação do estado de São Paulo, Brasil. Utilizando a análise de correlação de Spearman, valores com correlação acima de 60% não foram incluídos no mesmo modelo.

Tabela 1. Tamanho dos fragmentos, número de sítios amostrados e de armadilhas-fotográficas, e esforço amostral das Unidades de Conservação amostradas de outubro/2012 a agosto/2017 na região norte, nordeste e centro-sul do Estado de São Paulo.

Unidade de Conservação	Tamanho (ha)	Número de pontos amostrados	Esforço amostral (armadilhas-dia)
------------------------	--------------	-----------------------------	-----------------------------------

Estação Ecológica Jataí (EEJ)	10.285	44	2.902
Estação Ecológica Santa Bárbara (EESB)	4.1697	27	1.839
Estação Experimental de Santa Rita do Passa Quatro (EESR)	89	5	390
Floresta Estadual de Bebedouro (FEB)	99	2	183
Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (PEFBJ)	2.069	33	2.549
Parque Estadual Porto Ferreira (PEPF)	611	9	608
Parque Estadual de Vassununga (PEV)	2.076	25	829
Reserva Biológica Augusto Ruschi (RBAR)	566	20	562
