

DISTRIBUIÇÃO E PADRÃO DE ATIVIDADE DE MAMÍFEROS CARNÍVOROS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO
AMBIENTAL NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

NATÁLIA SATSUKI OSITA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO (UNFV)

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RIO DE JANEIRO
FEVEREIRO/2026

DISTRIBUIÇÃO E PADRÃO DE ATIVIDADE DE MAMÍFEROS CARNÍVOROS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO
AMBIENTAL NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

NATÁLIA SATSUKI OSITA

Dissertação apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia, no Programa
de Pós-Graduação em Ecologia e Recurso
Naturais da Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das
exigências para obtenção do título de
Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ramón Ruiz Miranda

Coorientadora: Dra. Priscila da Silva Lucas

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO (UNFV)

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RIO DE JANEIRO

FEVEREIRO/2026

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

082

Osita, Natália Satsuki.

DISTRIBUIÇÃO E PADRÃO DE ATIVIDADE DE MAMÍFEROS CARNÍVOROS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL NO ESTADO
DO RIO DE JANEIRO / Natália Satsuki Osita. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

119 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientador: Carlos Ramón Ruiz Miranda.

Coorientadora: Priscila da Silva Lucas.

1. Carnívoros. 2. Cachorro doméstico. 3. Conservação. 4. Mata Atlântica. 5. Paisagem
multiuso. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

DISTRIBUIÇÃO E PADRÃO DE ATIVIDADE DE MAMÍFEROS CARNÍVOROS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO
AMBIENTAL NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

NATÁLIA SATSUKI OSITA

Dissertação apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia, no Programa
de Pós-Graduação em Ecologia e Recurso
Naturais da Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das
exigências para obtenção do título de
Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 10/02/2026

Comissão examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **ANDRE LUIS REGOLIN**
Data: 31/03/2026 08:45:49-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. André Luis Regolin - UNESP

Documento assinado digitalmente
 **ISADORA CRISTINA MOTTA LESSA**
Data: 01/04/2026 10:31:48-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Isadora Cristina Motta Lessa - UERJ

Documento assinado digitalmente
 **JAMILE DE MOURA BUBADUE**
Data: 23/03/2026 17:42:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Jamile de Moura Bubaduê - UENF

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS RAMON RUIZ MIRANDA**
Data: 18/03/2026 07:49:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Carlos Ramón Ruiz Miranda - UENF (Orientador)

Documento assinado digitalmente
 **PRISCILA DA SILVA LUCAS**
Data: 06/04/2026 16:55:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Priscila da Silva Lucas - UENF (Coorientadora)

“Quando a vida te decepciona, sabe qual é a
solução? Continue a nadar, continue a nadar”
(Dory – Procurando Nemo)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à minha família, que esteve presente e me apoiando desde o início da minha carreira acadêmica. Em especial, aos meus pais, Edson Mamoru Osita e Miryam Ines Sakugawa Osita, que sempre me ajudaram com tudo o que eu precisava, me apoiaram e comemoraram todas as minhas conquistas. E vale mencionar os meus dois tios, Naomi Sakugawa e Carlos Miura, que se fizeram e fazem presentes até hoje, mesmo com um oceano de distância.

À minha família pet, Robin, Garibaldo, Bolota, Simba e Gatinha, por serem os meus apoios emocionais, diversão e amor diários.

Ao meu orientador, Carlos Ramon Ruiz Miranda, por toda a paciência, conversa e ensinamentos durante a minha formação acadêmica, que continuarão nos próximos capítulos (que venha a tese!). E à minha coorientadora, Priscila da Silva Lucas, por toda a ajuda, principalmente nas análises de dados.

Ao meu namorado, Carlos José Malaquias da Silva, que desde 2019 me apoiou em todas as minhas decisões. Esteve presente em diferentes fases da minha vida, e não seria diferente nesta fase. E, como dois cientistas, estamos juntos nessa luta que é fazer ciência!

Aos meus amigos de laboratório e da vida acadêmica, Camila Priante, Eloah Saint'Clair, Greicy Ruenes, Henrique Simfrone, Lara de Paula, Maria Eduarda Soares, Natália Melo e Vitor José, por fazerem o meu dia a dia mais leve e feliz. Nada disso seria possível sem vocês. Obrigada por tanto, desde as fofocas às discussões acadêmicas.

Aos meus amigos do vôlei, João Lucas, Antônio, Iago, Geovana, Hellen, Amanda, Lucas e Charles, por serem a minha diversão semanal. Um vôlei que tem mais risada do que jogo não poderia ser melhor.

Aos meus amigos, Lisa e Glenerson, que, desde a graduação, apoiamos-nos uns aos outros e comemoramos as nossas conquistas acadêmicas e pessoais.

Às minhas amigas e companheiras da JICA Hokkaido, Eri Ariyama, Karen Tamae, Toyomi Ito, Midori Kawakami e Malany Nishi, que estiveram durante toda a minha trajetória pré-mestrado no Japão. A minha estadia no Japão não teria sido tão incrível sem elas me apoiando e me acompanhando nessa jornada.

Ao meu amigo e professor, Flavio Furukawa, por toda a paciência (ou impaciência), ensinamentos, apoio, risadas e até mesmo por me fazer passar raiva (risos). Sempre será lembrado pelo Yohoho.

Aos professores e colegas da Rakuno Gakuen University, Yoshimura sensei, Kaneko sensei, Saito-san, Khew e as meninas da Malásia, por todos os ensinamentos e companheirismo durante esses 10 meses. Em especial, Yoshimura sensei, por ter sido o meu guia acadêmico e também guia dos locais de Kimi no na wa.

Aos professores e colegas do PPGERN, pelos ensinamentos e contribuição acadêmica durante esses dois anos de mestrado.

Aos órgãos de fomento, FAPERJ e CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado; à PETROBRAS, pelo financiamento do projeto; e à Associação Mico-Leão-Dourado, pela contribuição e ajuda nas amostragens.

E, por fim, a todos que contribuíram direta e indiretamente, deixo aqui os meus agradecimentos.

SUMÁRIO

RESUMO	12
ABSTRACT	14
1. INTRODUÇÃO	17
1.1 CARNÍVOROS NA MATA ATLÂNTICA	17
1.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO - ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA).....	20
1.3 IMPACTO DOS CACHORROS DOMÉSTICOS SOBRE CARNÍVOROS NATIVOS ..	22
1.4 PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS	23
2. OBJETIVOS.....	25
2.1 OBJETIVO GERAL.....	25
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	25
3. HIPÓTESES E PREDIÇÕES	25
4. METODOLOGIA	26
4.1 ÁREA DE ESTUDO	26
4.1.1 Subárea 1 (Isolada).....	29
4.1.2 Subárea 2 (Florestal)	29
4.1.3 Subárea 3 (Fragmentos)	30
4.2 BANCO DE DADOS	30
4.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS	33
4.4 ANÁLISE DE DADOS.....	34
4.4.1 DIVERSIDADE E DISSIMILARIDADE.....	35
4.4.2 SOBREPOSIÇÃO TEMPORAL CIRCULAR.....	36
4.4.3 ANÁLISE DE MULTICOLINEARIEDADE	36
4.4.4 TESTE DE AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL.....	37
4.4.5 MODELOS LINEARES GENERALIZADOS BINOMIAIS	37
4.4.6 MODELOS LINEARES GENERALIZADOS PARA NÚMERO TOTAL DE DETECÇÕES	37
4.4.7 SELEÇÃO DE MODELOS	38
5. RESULTADOS.....	38
5.1 ESPÉCIES IDENTIFICADAS.....	38
5.2 DIVERSIDADE DE CARNÍVOROS POR SUBÁREA	40
5.3 DISSIMILARIDADE ENTRE SUBÁREAS	42
5.4 SOBREPOSIÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL.....	44
5.5 FATORES AMBIENTAIS E SUA INFLUÊNCIA NA DETECÇÃO E PRESENÇA/AUSÊNCIA.....	51
5.5.1 <i>Nasua nasua</i> - Quati	51

5.5.2. <i>Leopardus</i> spp. – pequenos felinos (<i>L. wiedii</i> e <i>L. pardalis</i>)	56
5.5.3. <i>Eira barbara</i> - Irara	61
5.5.4. <i>Cerdocyon thous</i> - Cachorro-do-mato	64
5.5.5. <i>Canis familiaris</i> - Cachorro doméstico	74
6. DISCUSSÃO	77
6.1 ESTRUTURA DA GUILDA DE CARNÍVOROS: DIVERSIDADE, COMPOSIÇÃO E DIFERENÇAS ENTRE SUBÁREAS	77
6.3 PADRÕES DE ATIVIDADE E SOBREPOSIÇÃO TEMPORAL	81
6.3 INFLUÊNCIA DE FATORES ANTRÓPICOS E AMBIENTAIS NAS ESPÉCIES DE CARNÍVOROS SILVESTRES E CACHORRO DOMÉSTICO	84
7. CONCLUSÃO	88
8. REFERÊNCIAS	89
9. MATERIAL SUPLEMENTAR	116

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.....	27
Figura 2. Mapa de cobertura de uso e de solo da APA da Bacia do Rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.	28
Figura 3. Mapa com as três subáreas (Isolada, Florestal e Fragmentos) dentro da APA da Bacia do Rio São João.....	29
Figura 4. Pontos de amostragem utilizados para a amostragem dos mamíferos de médio e grande porte do projeto da Petrobras “Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para mastofauna e análise de eficácia de estruturas de travessia de fauna.....	31
Figura 5. Grades criadas no software ArcGIS e a disposição final das armadilhas fotográficas em uma propriedade privada na APA da Bacia do Rio São João.....	32
Figura 6. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95% de intervalo de confiança para os <i>Hill Numbers</i> , representando a riqueza de espécies registradas (q_0), diversidade de Shannon (q_1) e de Simpson (q_2) na APA da Bacia do Rio São João, RJ. Os intervalos de confiança de 95% (área sombreada que acompanha as linhas) foram obtidos através do método <i>Bootstrap</i>	42
Figura 7. Matriz de dissimilaridade entre áreas baseada no índice de <i>Jaccard</i> , calculado a partir da matriz de presença/ausência das espécies de carnívoros.....	43
Figura 8. Matriz de dissimilaridade entre áreas baseada no índice de <i>Bray–Curtis</i> , construído a partir do número total de detecções independentes de cada espécie de carnívoro.	43
Figura 9. Gráficos circulares representando a frequência relativa de registros de carnívoros silvestres (esquerda) e de cachorros domésticos (direita), ao longo das 24 horas, agrupando os registros das três paisagens na APA da Bacia do Rio São João.	44
Figura 10. Sobreposição temporal entre cachorros domésticos e carnívoros silvestres. Curvas de densidade <i>kernel</i> para cachorros domésticos (linha azul) e carnívoros silvestres (linha tracejada vermelha), com área sombreada indicando o coeficiente de sobreposição $\Delta = 0.56$ para toda a APA da Bacia do Rio São João.	45
Figura 11. Sobreposição temporal entre cachorros domésticos e carnívoros silvestres nas três grandes áreas da APA. Distribuições de atividade estimadas por densidade kernel para cachorros domésticos (linha azul) e carnívoros nativos (linha tracejada vermelho) nas Áreas Isolada (A), Florestal (B) e Fragmentos (C). A área cinza representa a sobreposição temporal entre os grupos, com coeficientes $\Delta = 0.74$ (Subárea Isolada), $\Delta = 0,45$ (Subárea Florestal) e $\Delta = 0,77$ (Subárea Fragmentos).	47
Figura 12. Sobreposição temporal entre <i>Canis familiaris</i> e carnívoros silvestres da APA. Curvas de densidade <i>kernel</i> para cachorros domésticos (linha azul) e para cada espécie de carnívoro nativo: (A) <i>Eira barbara</i> , (B) <i>Cerdocyon thous</i> , (C) <i>Leopardus spp.</i> , (D) <i>Nasua nasua</i> e (E) <i>Procyon cancrivorus</i> . A região cinza indica a área de sobreposição temporal (Δ).....	49
Figura 13. Matriz de sobreposição temporal entre <i>Canis familiaris</i> e carnívoros nativos da APA. Coeficientes Δ calculados para todos os pares de espécies com intervalo de confiança 95%, baseados as distribuições de atividade estimadas por densidade kernel.....	51

Figura 14. Efeito da distância de áreas urbanizadas sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Nasua nasua</i> na APA da Bacia do Rio São João.	53
Figura 15. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Nasua nasua</i> na APA da Bacia do Rio São João.	53
Figura 16. Efeito da distância de áreas urbanizadas sobre o número de detecções de <i>Nasua nasua</i> na APA da Bacia do Rio São João.	55
Figura 17. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre o número de detecções de <i>Nasua nasua</i> na APA da Bacia do Rio São João.	56
Figura 18. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Leopardus spp.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	58
Figura 19. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de <i>Leopardus spp.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	60
Figura 20. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre o número de detecções de <i>Leopardus spp.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	60
Figura 21. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Eira barbara.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	62
Figura 22. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de <i>Eira barbara.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	64
Figura 23. Efeito da distância a rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	66
Figura 24. Efeito da distância a estradas não pavimentadas sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	67
Figura 25. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	68
Figura 26. Efeito da cobertura florestal e probabilidade de ocorrência de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	68
Figura 27. Efeito da abundância relativa de potenciais presas (IAR) sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	69
Figura 28. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	71
Figura 29. Efeito da distância de rodovias não pavimentadas sobre o número de detecções de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	72
Figura 30. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	73
Figura 31. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de <i>Cerdocyon thous</i> na APA da Bacia do Rio São João.	74
Figura 32. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de <i>Canis familiaris.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	76
Figura 33. Efeito do Índice de Abundância Relativa de potenciais presas sobre o número de detecções de <i>Canis familiaris.</i> na APA da Bacia do Rio São João.	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Carnívoros registrados na APA da Bacia do Rio São João com seu respectivo Estado de Conservação (EC) na IUCN e na ICMBio no Brasil (2025).....	39
Tabela 2. Índice de diversidade <i>Hill numbers</i> das subáreas amostradas, expresso pela riqueza de espécies observada (S.obs) e estimada (qD), com respectivos intervalos de confiança de 95% (IC 95%), cobertura amostral (SC) e cobertura amostral considerando o menor limite inferior do intervalo de confiança (SC.LCL).....	40
Tabela 3. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Nasua nasua</i>	52
Tabela 4.: Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de <i>Nasua nasua</i>	54
Tabela 5. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Leopardus spp.</i>	57
Tabela 6. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de <i>Leopardus spp.</i> ...	59
Tabela 7. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Eira barbara</i>	61
Tabela 8. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de <i>Eira barbara</i>	63
Tabela 9. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de <i>Cerdocyon thous</i>	65
Tabela 10. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de <i>Cerdocyon thous</i> . 70	
Tabela 11. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de <i>Canis familiaris</i>	75

RESUMO

Os carnívoros exercem papel fundamental na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, atuando como reguladores tróficos e indicadores da qualidade ambiental. Em paisagens altamente modificadas, como as da Mata Atlântica, a persistência dessas espécies depende da interação entre fatores ambientais, antrópicos e comportamentais. Este estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura da guilda de carnívoros terrestres em uma Área de Proteção Ambiental (APA), analisando padrões de diversidade, distribuição espacial, atividade temporal e interações espaço-temporais com cachorros domésticos (*Canis familiaris*) ao longo de um gradiente de antropização. O estudo foi desenvolvido na APA da Bacia do Rio São João, no estado do Rio de Janeiro, uma unidade de conservação de uso sustentável marcada por um mosaico de fragmentos florestais, áreas agropecuárias, rodovias e propriedades privadas. Os dados foram obtidos a partir de um monitoramento com armadilhas fotográficas realizado entre dezembro de 2018 e março de 2020, totalizando 4.005 *camera-trap days* distribuídos em 69 pontos amostrais. A área foi subdividida em três subáreas representando um gradiente ambiental: uma subárea isolada, uma subárea fragmentada e uma subárea florestal contínua. Foram registrados 268 eventos independentes, correspondentes a nove espécies da ordem Carnivora, incluindo uma espécie doméstica. A diversidade foi avaliada por meio dos Números de *Hill* ($q = 0, 1$ e 2), e a dissimilaridade da guilda entre subáreas foi analisada com os índices de *Jaccard* e *Bray-Curtis*. Os padrões de atividade e a sobreposição temporal foram estimados por estatística circular e curvas de densidade kernel. A influência de variáveis ambientais e antrópicas sobre a presença e o número de detecções das espécies foi avaliada por Modelos Lineares Generalizados (GLMs) binomiais e binomiais negativos, considerando variáveis de uso e cobertura da terra, distâncias a rodovias, áreas urbanas, corpos hídricos, abundância relativa de presas e presença de cachorros domésticos. Os resultados indicaram que a subárea florestal apresentou maior riqueza e diversidade de carnívoros, enquanto a subárea isolada apresentou os menores valores, refletindo os efeitos da fragmentação, isolamento e proximidade de infraestruturas antrópicas. A composição da guilda diferiu entre as subáreas, com a subárea florestal sendo a mais dissimilar em relação às áreas mais antropizadas. Os padrões de atividade revelaram predominância noturna para a maioria dos

carnívoros nativos, enquanto os cachorros domésticos apresentaram atividade principalmente diurna e crepuscular. A sobreposição temporal entre os dois grupos foi moderada no conjunto da APA, mas elevada nas subáreas mais antropizadas e reduzida na subárea florestal, indicando que a paisagem modula o grau de interação temporal. As análises espaciais mostraram que variáveis antrópicas, especialmente a proximidade a rodovias e a presença de cachorros domésticos, foram determinantes na distribuição dos carnívoros. Espécies generalistas apresentaram maior tolerância a ambientes modificados, enquanto espécies mais florestais mostraram forte evitação de rodovias e áreas com maior influência humana. A presença de cachorros domésticos esteve associada à redução da probabilidade de ocorrência e do número de detecções de algumas espécies nativas, evidenciando seu papel como um fator de pressão antrópica na APA. Conclui-se que a guilda de carnívoros da APA da Bacia do Rio São João é estruturada por um conjunto de fatores ambientais e antrópicos, com destaque para a fragmentação da paisagem, a infraestrutura viária e a presença de cachorros domésticos. Áreas com maior continuidade florestal funcionam como refúgios para a diversidade de carnívoros e reduzem a sobreposição espaço-temporal com espécies domésticas. Os resultados reforçam a importância das APAs para a conservação da fauna em paisagens multiuso e indicam que estratégias eficazes de manejo devem integrar a conservação de remanescentes florestais, o planejamento territorial e o controle da circulação de cachorros domésticos, visando reduzir conflitos e garantir a persistência de carnívoros silvestres na Mata Atlântica.

ABSTRACT

Carnivores play a key role in ecosystem structure and functioning by acting as trophic regulators and indicators of environmental quality. In highly modified landscapes such as the Atlantic Forest, the persistence of these species depends on the interaction between environmental, anthropogenic, and behavioral factors. This study aimed to characterize the structure of the terrestrial carnivore community in a Protected Area, analyzing patterns of diversity, spatial distribution, temporal activity, and spatiotemporal interactions with domestic dogs (*Canis familiaris*) along a gradient of anthropization. The study was conducted in the São João River Basin Environmental Protection Area, Rio de Janeiro, Brazil, a sustainable-use protected area characterized by a mosaic of forest fragments, agricultural lands, roads, and private properties. Data were obtained through camera-trap monitoring conducted between December 2018 and March 2020, totaling 4,005 camera-trap days across 69 sampling points. The area was subdivided into three subareas representing an environmental gradient: an isolated fragment, a fragmented landscape, and a continuous forest area. A total of 268 independent records were obtained, corresponding to nine species of the order Carnivora, including one domestic species. Diversity was assessed using Hill numbers ($q = 0, 1, \text{ and } 2$), and community dissimilarity among subareas was evaluated using Jaccard and Bray-Curtis indices. Activity patterns and temporal overlap were estimated using circular statistics and kernel density curves. The effects of environmental and anthropogenic variables on species presence and detection rates were evaluated using binomial and negative binomial Generalized Linear Models, incorporating land-use and land-cover variables, distances to roads, urban areas and water bodies, relative prey abundance, and the presence of domestic dogs. Results indicated that the continuous forest subarea supported higher carnivore richness and effective diversity, whereas the isolated subarea showed the lowest values, reflecting the effects of fragmentation, isolation, and proximity to anthropogenic infrastructure. Community composition differed among subareas, with the forested area being the most dissimilar from more anthropized landscapes. Native carnivores exhibited predominantly nocturnal activity, while domestic dogs were mainly diurnal and

crepuscular. Temporal overlap between the two groups was moderate across the entire protected area but higher in more anthropized subareas and lower in the forested subarea, indicating that landscape context modulates temporal interactions. Spatial analyses revealed that anthropogenic variables, particularly proximity to roads and the presence of domestic dogs, were key drivers of carnivore distribution. Generalist species showed greater tolerance to modified environments, whereas forest-dependent species strongly avoided roads and areas with higher human influence. The presence of domestic dogs was associated with reduced occurrence probability and detection rates of several native species, highlighting their role as an anthropogenic pressure within the protected area. In conclusion, the carnivore community of the São João River Basin Environmental Protection Area is structured by a combination of environmental and anthropogenic factors, with landscape fragmentation, road infrastructure, and domestic dogs playing central roles. Areas with greater forest continuity function as refuges for carnivore diversity and reduce spatiotemporal overlap with domestic species. These findings reinforce the importance of Environmental Protection Areas for biodiversity conservation in multi-use landscapes and emphasize the need for integrated management strategies that combine forest conservation, land-use planning, and control of domestic dog circulation to reduce conflicts and ensure the persistence of native carnivores in the Atlantic Forest.

1. INTRODUÇÃO

1.1 CARNÍVOROS NA MATA ATLÂNTICA

A ordem Carnivora constitui um grupo diverso de mamíferos, caracterizado pela distribuição em uma ampla gama de habitats, desde ambientes terrestres à ambientes aquáticos (EIZIRIK et al., 2010). Essa versatilidade está relacionada à ampla variação morfológica e comportamental dessas espécies, que incluem especializações nas dentições e nos sentidos (NOWAK, 2005; HUNTER & BARRET, 2019). Os carnívoros desenvolveram adaptações que os permitiram explorar diferentes habitats e ocupar nichos, desde espécies altamente especialistas a espécies generalistas com dietas mais amplas e capacidade de tolerar um mosaico ambiental heterogêneo (GITTLEMAN, 1985; FLYNN et al., 2005; SLATER & FRISCIA, 2019). Os carnívoros, devido a sua posição no topo da cadeia alimentar, atuam como reguladores de populações de presas e dinâmica trófica, e como agentes de controle *top-down* (ESTES et al., 2011; RIPPLE et al., 2014). Estudos ecológicos com essa ordem são essenciais para entender a dinâmica populacional e estrutura das guildas (MILLER et al., 2001; WINNIE & CREEL, 2016).

A distribuição dessas espécies é influenciada por diferentes fatores ambientais e antrópicos como cobertura florestal (REGOLIN et al., 2017), disponibilidade de presas (FULLER & SIEVERT, 2001; SANTOS et al., 2019; PATEL et al., 2023), pressão de caça (PAVIOLO et al., 2008; SANTOS et al., 2022), proximidades a rodovias e áreas urbanas (CACÉRES et al., 2010; CIOCHETI et al., 2017; MEDRANO-VIZCAÍNO et al., 2022), tornando-as indicadores sensíveis da qualidade ambiental. Alterações nas populações dessas espécies podem desencadear desequilíbrios no ecossistema (BOGONI et al., 2018). Algumas espécies de mamíferos carnívoros, como os pequenos felinos e raposas, são particularmente vulneráveis às alterações na paisagem (GANOUE et al., 2024; MARQUES et al., 2025). A redução da conectividade entre fragmentos pode comprometer movimentos de dispersão, colonização e fluxo gênico, aumentando risco de extinções locais (BEIER & NOSS, 2008; CUSHMAN & LANDGUTH, 2012; HURTADO et al., 2025).

Um dos biomas mais impactados por ações humanas é a Mata Atlântica (GRELLE et al., 2021; SOS Mata Atlântica, 2024). Historicamente, a ocupação

humana da região se deu de forma intensa e contínua, desde o período colonial até a expansão contemporânea de áreas urbanas, industriais e agrícolas (SOLORZANO et al., 2021). Hoje, apenas 12,4% da cobertura vegetal total corresponde a áreas de florestas bem preservadas (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2024). Grande parte dessa vegetação está em pequenas manchas isoladas, o que dificulta a manutenção de populações viáveis e a conectividade entre populações (TABARELLI et al., 2010).

As pressões antrópicas na Mata Atlântica são múltiplas e atuam de forma interligada. A expansão da malha viária promove a mortalidade direta por atropelamentos, além de criar barreiras físicas para o deslocamento das espécies de mamíferos, restringindo a movimentação e conectividade funcional (ASCENSÃO et al., 2017; PINTO et al., 2022). A transformação de áreas florestais em áreas agrícolas, pecuárias ou urbanas, reduz a disponibilidade de abrigos e recursos, além de alterar a estrutura vegetal e as condições microclimáticas que estruturam diversos componentes do ecossistema, como a fauna (RICKETTS & IMHOFF, 2003; PEDROSO-SANTOS et al., 2024). As alterações no uso e na cobertura da terra também influenciam a estrutura faunística local (FERREIRA et al., 2018; BOGONI et al., 2020; PÜTTKER et al., 2020). Além disso, este bioma apresenta alta diversificação socioambiental, o que aumenta a variabilidade de pressões que são exercidas sobre a fauna em diferentes regiões. Em áreas com maior densidade humana, tende-se a envolver conflitos diretos (PEREIRA et al., 2024), enquanto áreas rurais, onde há menor densidade humana, o isolamento geográfico através da fragmentação tem sido o desafio central (REGOLIN et al., 2017). Em áreas Mata Atlântica, a presença e a distribuição de carnívoros refletem diretamente as condições ambientais locais e regionais, bem como os impactos de atividades humanas (PAVIOLO et al., 2008; REGOLIN et al., 2017; MASSARA et al., 2018; MARQUES et al., 2025).

Os carnívoros dentro desse bioma são compostos por espécies com ampla variação quanto à distribuição geográfica, uso de habitat e graus de sensibilidade às alterações ambientais (PAGLIA et al., 2012. ICMBIO, 2018). Espécies generalistas, como furão-pequeno (*Galictis cuja*), furão-grande (*Galictis vittata*), quati (*Nasua nasua*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), jupará (*Potos flavus*), mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), zorrinho (*Conepatus chinga*) e o jaritaca (*Conepatus semistriatus*), classificadas como Pouco Preocupante (LC) pela Instituto Chico

Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), apresentam ampla distribuição na Mata Atlântica e maior tolerância a alterações ambientais e a mosaicos antropogênicos, embora ainda sofram impactos associados a atropelamentos, fragmentação de habitat e conflitos relacionados a antropização (MAGLIOLI et al., 2021; ICMBIO, 2018; SBMZ, 2024; IUCN, 2025). Em contraste, espécies de felinos como gato-maracajá (*Leopardus wiedii*), o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus guttulus*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), apresentam maior dependência a ambientes florestais, ou seja, maior sensibilidade à perda de cobertura florestal, sendo classificadas como Vulneráveis (VU) e Em Perigo (EN), tanto em nível nacional quanto global (GOULART et al., 2009; REGOLIN et al., 2017; ICMBIO, 2018; SBMZ, 2024; IUCN, 2025).

Os grandes carnívoros, como onça-parda (*Puma concolor*), considerada como Quase Ameaçada (NT) em nível nacional e LC em nível global, e a onça-pintada (*Panthera onca*), classificada como VU pela ICMBio e NT pela IUCN, apresentando ampla distribuição nos diferentes biomas brasileiros, incluindo a Mata Atlântica, no entanto, ela está restrita a poucas manchas (ICMBIO, 2018; SBMZ, 2024; IUCN, 2025). A dieta da onça-parda é fortemente influenciada pela composição da guilda de presas, e consequentemente pela heterogeneidade da paisagem, visto que a diversidade dessas espécies é aumentada em paisagens heterogêneas (PRUDE & CAIM III, 2021; AZEVEDO et al., 2024), enquanto a onça-pintada depende da manutenção florestal e da conectividade entre fragmentos florestais, sendo a perda de habitat por áreas antropizadas, uma das ameaças centrais à conservação da espécie (ANGELO et al., 2013; BEJARANO et al., 2024; CARVALHO et al 2024).

Espécies associadas a ambientes aquáticos como a lontra-neotropical (*Lontra longicaudis*), considerada LC pela ICMBio e NT pela IUCN, e a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), considerada EN, tanto em nível nacional quanto global, são vulneráveis a degradação de corpos hídricos, poluição e distúrbios antrópicos (GOMEZ et al., 2014; GARBINO et al., 2022). Atualmente, a ariranha está extinta na Mata Atlântica, mas através de modelos de nicho ecológico, construídos a partir de informações de registros fotográficos e de espécimes coletados, sugeriram que essa espécie ocupava uma área de mais de 900 mil km² em áreas de Mata Atlântica (GARBINO et al., 2022).

Além disso, outras espécies de canídeos como lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), considerada como VU em nível nacional e NT em nível global, e o graxaim-do-campo (*Lycalopex gymnocercus*) considerada como LC em nível nacional e global, vivem em paisagens modificadas e de ecótonos (FARIA-CORRÊA et al., 2009; MARQUES & FABIÁN, 2012; QUEIROLO et al., 2013; CUNHA et al., 2013; KOTVISKI et al., 2019). O graxaim-do-campo, apesar de adaptar-se bem em paisagens modificadas, as principais ameaças às suas populações são transformação do habitat em áreas agrícolas, predação e doenças transmitidas por cachorros domésticos, e pressão da caça (HUBNER et al., 2010; LUCHERINI & VIDAL, 2008; QUEIROLO et al., 2013; LEMOS et al., 2024). O lobo-guará ocorre principalmente em áreas de habitat abertos, como Cerrado, entretanto, o número de ocorrências em paisagens modificadas na Mata Atlântica tem crescido ao longo dos anos (CUNHA et al., 2013; BERETA et al., 2017). A espécie cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), classificado como VU pelo ICMBio e NT pela IUCN, é historicamente distribuída por todo o país, vivendo em uma diversidade de fitofisionomias florestais, mas também pode ocorrer em áreas abertas e modificadas, devido a disponibilidade de presas no local. Suas principais ameaças estão relacionadas a modificação de seu habitat natural e pressões por cachorros domésticos (OLIVEIRA, 2009; JORGE et al., 2013; AZEVEDO et al., 2025).

Dessa forma, embora todas essas espécies componham o grupo de carnívoros terrestres da Mata Atlântica, seus diferentes estados de ameaça e distribuição refletem um gradiente de suscetibilidade fortemente associado a perda de habitat, fragmentação e intensificação de pressões antrópicas, reforçando a importância de estudos ecológicos em paisagens modificadas para compreender os padrões de distribuição e influência dessas espécies.

1.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO - ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA)

As Unidades de Conservação (UCs) constituem instrumentos centrais para a proteção da biodiversidade e dos processos ecológicos no Brasil. Criadas a partir da Lei nº 9.985 de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). As UCs são divididas em duas grandes categorias: Unidades de Proteção Integral, cujo objetivo é preservar a natureza, e Unidades de Uso

Sustentável, que busca conciliar conservação com uso sustentável dos recursos (BRASIL, 2000).

Dentro da categoria Uso Sustentável, existe a subcategoria Área de Proteção Ambiental (APA), um tipo de UC caracterizada por permitir ocupação humana, propriedades privadas, práticas produtivas e circulação de pessoas, desde que compatíveis com objetivos de conservação, garantindo o uso sustentável dos recursos locais (BRASIL, 2002). As APAs frequentemente incluem mosaicos de remanescentes florestais, áreas agrícolas, zonas urbanizadas e áreas de propriedades privadas (CARVALHO et al., 2022). O mesmo estudo de Carvalho et al. (2022) levantou duas problemáticas: a alta vulnerabilidade ambiental em algumas APAs na Mata Atlântica da região Sudeste do país (como as APAs da Bacia do Rio Paraíba do Sul e da Serra da Mantiqueira) e a falta de planos de manejo e conselho gestor para a maioria das APAs. Apesar disso e da APA ser uma das UCs menos restritivas, o estudo concluiu que a maioria das APAs estudadas apresentam de baixa a alta vulnerabilidade ambiental, mostrando a importância dessa categoria de UC para a proteção ambiental e a necessidade de que sua gestão e planejamento sejam continuamente aprimorados com base em estudos de conservação de espécies, os quais podem fundamentar políticas públicas mais direcionadas.

Nesse contexto, os estudos de grupos faunísticos como o dos carnívoros em APAs são particularmente relevantes para o manejo dessas áreas. A persistência dessas espécies não depende apenas da existência de fragmentos florestais, mas também da matriz que circunda esses fragmentos, da conectividade e dos tipos de pressão antrópica presente (REMMERS et al., 2023). Dessa forma também, as APAs oferecem um cenário relevante para investigar os limites de tolerância das espécies de carnívoros frente ao uso e ocupação humana da paisagem, bem como identificar fatores ambientais e antrópicos que moldam o uso do espaço por essas espécies.

Além dos valores ecológicos, as APAs são áreas ideais para analisar e compreender os processos de coexistência entre o ser humano e a fauna silvestre, uma vez que englobam propriedades privadas, áreas residenciais e áreas de produção. Isso permite entender como essas espécies sobrevivem em áreas compartilhadas e pensar em como reduzir conflitos, além de promover a conservação dos recursos e da biodiversidade (NAUGHTON-TREVES & SANDERSON, 1995).

1.3 IMPACTO DOS CACHORROS DOMÉSTICOS SOBRE CARNÍVOROS NATIVOS

Os cachorros domésticos (*Canis familiaris*) constituem uma das espécies sinantrópicas mais difundidas globalmente e exercem impactos severos sobre a fauna silvestre, especialmente em regiões tropicais e altamente antropizadas (HUGHES & MACDONALD, 2013; DOHERTY et al., 2017). A presença dessa espécie em áreas de florestas tem se tornado uma problemática crescente, em regiões de fragmentos de Mata Atlântica, devido a sua ampla distribuição, alta capacidade de formar grupos, dieta oportunista e forte associação a áreas mais antropizadas (SRBEK-ARAUJO & CHIARELLO, 2008; PASCHOAL et al., 2012; GUEDES et al., 2021).

De acordo com Vanak & Gompper (2009), cachorros domésticos podem atuar como competidores de interferência eficaz quando sua densidade é elevada e as populações de carnívoros silvestres são menores, interferindo especialmente nas populações de carnívoros de pequeno e médio porte. O impacto desses animais pode chegar a atingir a cadeia alimentar dos carnívoros, de forma que a predação por cachorros domésticos gere uma diminuição das presas, levando a possível declínio da espécie (LENTH et al., 2008). Quando não há predadores topo de cadeia, há a interferência nas dinâmicas que mantêm as cadeias, levando a um aumento na população de presas que normalmente são espécies herbívoras. O aumento dessas populações leva ao maior consumo de plantas, podendo alterar a regeneração florestal (ESTES et al., 2011).

Além disso, a sobreposição espacial, em estradas, bordas de mata, áreas de cultivo e fragmentos florestais, aumenta o potencial de interações agonísticas, podendo causar conflitos diretos com carnívoros nativos (LACERDA et al., 2009; PASCHOAL et al., 2012). Em regiões rurais e periurbanas, cachorros domésticos soltos formam grupos que aumentam a eficiência de caçadas e ampliam seu impacto sobre populações nativas (BUTLER et al., 2004; MARTINEZ et al., 2013; MEHTA et al., 2025). Assim, os cachorros domésticos competem tanto por recursos alimentares quanto por espaço, afetando a dinâmica de distribuição e o comportamento de espécies nativas.

A transmissão de doenças às espécies silvestres também representa um problema significativo e crescente. Esses animais domésticos podem ser vetores de patógenos como vírus da cinomose canina (*Canine Distemper Virus*), o parvovírus e a raiva, que afetam espécies de mamíferos de médio e grande porte, incluindo carnívoros sensíveis como felídeos e canídeos nativos (HUGHES & MACDONALD, 2013; FORNAZARI et al., 2023). Esse fato tem crescido no Brasil todo, e são agravados pelas proximidades com áreas urbanas e pela falta de controle de cachorros domésticos, que frequentemente transitam entre áreas antropizadas e florestas (CAMPOS et al., 2007; SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2008; VILELA & LAMIM-GUEDES, 2014; SILVA et al., 2020; RAMOS et al., 2024).

Ademais, a presença de cachorros domésticos também provoca alterações comportamentais em carnívoros nativos. Diversos estudos mostram que espécies silvestres podem evitar áreas e horários de alta atividade de cães, ajustando seus padrões de atividade ao longo do dia para reduzir encontros (ZAPATA-RIOS & BRANCH, 2016; RAMOS et al. 2024). Essas mudanças podem incluir aumento da preferência de hábitos noturnos, redução do uso de bordas florestais, diminuição de deslocamentos e maior dependência de fragmentos mais densos de vegetação (VANAK & GOMPPER, 2010; HUGHES & MACDONALD, 2013; DOHERTY et al., 2017).

Esses fatores tornam o entendimento da relação entre cachorros domésticos e carnívoros relevante para a conservação de espécies nativas. O estudo dessa relação em APAs é interessante pelo fato dessas paisagens multiuso permitirem ocupação humana, criação de animais domésticos e circulação de pessoas. Cachorros domésticos em áreas rurais tendem a transitar livremente entre residências e áreas florestais, ampliando sua interação com a fauna, tornando cachorros uma grande problemática que dificulta a conservação, já que nem sempre são implementadas controles populacionais e manejo responsável pelo tutor (WHITEMAN et al., 2007; SEPÚLVEDA et al., 2014; PASCHOAL et al., 2016).

1.4 PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS

Em ambientes fragmentados e com forte presença antrópica, a distribuição temporal e espacial das espécies, tornam-se ainda mais interligadas, pois alterações no habitat e na estrutura da paisagem frequentemente impõem restrições

que exigem ajustes comportamentais para que as espécies persistam (KARANTH et al., 2017; BORON et al., 2023).

Nesse sentido, análises de padrão de atividade ao longo do dia e estimativas de sobreposição temporal entre espécies e entre subáreas, têm se tornado ferramentas essenciais para investigar como carnívoros nativos respondem à presença de fatores de risco ou competidores, como os cachorros domésticos e outras espécies de carnívoros (DINIZ et al., 2021; TURCATTI et al., 2023; RAMOS et al., 2024). Esses modelos permitem estimar a probabilidade de atividade em cada hora do dia e identificar o grau de sobreposição entre espécies, quantificando se elas compartilham horários de atividade ou se evitam determinados períodos do dia (RIDOUT & LINKIE, 2009).

Apesar de serem análises temporais, sua interpretação deve considerar o contexto espacial, já que os registros analisados derivam de pontos específicos da paisagem, como fragmentos florestais, bordas, estradas ou propriedades rurais, e refletem a influência direta da paisagem (MACKENZIE, 2017). Em regiões onde cachorros domésticos circulam ativamente durante o dia, espécies nativas catemerais podem ajustar seus horários para evitar encontros diretos, reduzindo a sobreposição temporal e, com isso, diminuindo a probabilidade de conflitos diretos como competição, perseguição e mortalidade (GEORGE & CROOKS, 2006).

A análise temporal e espacial, proporciona uma compreensão mais abrangente da ecologia de carnívoros em paisagens multiuso. Enquanto as análises de padrão de atividade e sobreposição temporal revelam estratégias comportamentais (RIDOUT & LINKIE, 2009), os modelos espaciais identificam quais fatores da paisagem moldam a distribuição dessas espécies (TURNER et al, 2001; MACKENZIE, 2017) Em APAs, onde a presença humana é constante e a matriz é composta por propriedades privadas, infraestruturas lineares, áreas urbanas e remanescentes florestais, essa abordagem integrada é fundamental para identificar zonas de conflito, áreas prioritárias para conservação e condições que facilitam ou limitam a coexistência entre carnívoros, cachorros domésticos e atividades humanas.

Nesse sentido, este estudo busca integrar aspectos espaciais, temporais e ecológicos na guilda de carnívoros e cachorros domésticos na APA da Bacia do Rio São João, Rio de Janeiro, contribuindo para o entendimento dos fatores que moldam sua distribuição e suas interações em uma paisagem multiuso.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar a estrutura da guilda de carnívoros em uma Área de Proteção Ambiental, analisando seus padrões de atividade, distribuição espacial e interações espaço-temporais com cachorros domésticos sob diferentes condições ambientais e antrópicas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Avaliar a diversidade e composição da guilda de carnívoros na APA da Bacia do Rio São João em relação às três grandes subáreas.
- ii. Descrever os padrões de atividade temporais de carnívoros nativos e cachorros domésticos.
- iii. Quantificar o grau de sobreposição espacial e temporal entre espécies de carnívoros nativos e cachorros domésticos.
- iv. Investigar como fatores ambientais e antrópicos influenciam a distribuição e os padrões temporais de carnívoros nativos e cachorros domésticos.

3. HIPÓTESES E PREDIÇÕES

- i. A diversidade e composição da guilda de carnívoros na APA da Bacia do Rio São João variam com a integridade ambiental e intensidade de distúrbios antrópicos. Prediz-se maior diversidade em áreas florestadas e contínuas, com espécies sensíveis à antropização, e guildas dominadas por generalistas em relação a dieta e ao uso do espaço, em regiões mais antropizadas. A hipótese nula estabelece que a diversidade e a composição não diferem entre as áreas com distintos graus de antropização.
- ii. A partilha temporal do habitat estrutura os padrões de atividade de carnívoros nativos e cachorros domésticos, resultando em diferenças ao longo do ciclo circadiano. Diferenças ecológicas entre os grupos, associadas à atividade antrópica, levam os carnívoros nativos a

concentrar sua atividade principalmente nos períodos crepusculares e noturnos, enquanto os cachorros domésticos apresentam maior atividade durante o período diurno e início da noite. Prediz-se, portanto, baixa sobreposição temporal entre carnívoros nativos e cachorros domésticos. A hipótese nula considera que carnívoros nativos e cachorros domésticos apresentam padrões de atividade semelhantes ao longo do ciclo circadiano.

- iii. Áreas pequenas e a presença de cachorros levam a sobreposição temporal entre carnívoros nativos e cachorros a qual varia conforme aspectos comportamentais das espécies e o nível de antropização. Prediz-se alta sobreposição para carnívoros nativos generalistas e tolerantes a antropização, e baixa sobreposição para espécies sensíveis a antropização. Essa sobreposição espaço-temporal deve diminuir em áreas mais antropizadas.
- iv. Os fatores ambientais e antrópicos afetam de maneiras distintas a distribuição das espécies nativas e doméstica. Prediz-se que carnívoros nativos estejam mais associados a áreas com maior cobertura florestal e disponibilidade de presas, e que apresentem menor ocorrência próxima a rodovias e áreas urbanas. Para cachorros domésticos, espera-se maior probabilidade de presença em zonas abertas, próximas a rodovias e áreas urbanas. A hipótese nula prevê que tais variáveis não influenciam diferentemente os carnívoros e os cachorros domésticos.

4. METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi a Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João com aproximadamente 150.400 ha. A APA abrange sete municípios: Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Silva Jardim, Cabo Frio, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Araruama (MMA/ICMBio, 2008) (Figura 1).

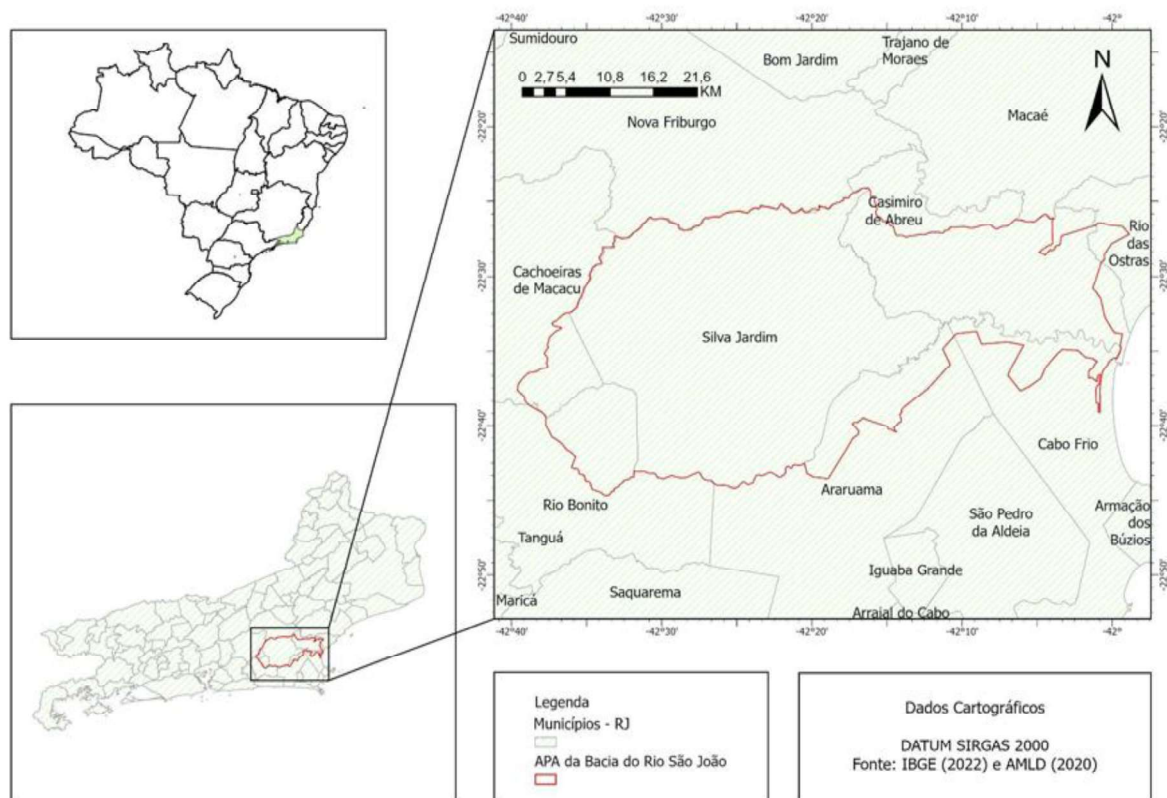


Figura 1. Mapa da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

O clima da região é o tropical úmido, com verão chuvoso e sem inverno atenuado. Os meses de setembro a março são os mais chuvosos e os meses de junho a agosto os menos, sendo a precipitação média mensal durante os anos de 2018 e 2020, de 132,5 mm (INMET, 2024).

De acordo com a plataforma do MapBiomias (2024), a APA possui diferentes tipos de cobertura atualmente (Figura 2): áreas florestais, incluindo campos inundáveis, mangue, florestas e restinga arbórea, possuem aproximadamente 70 mil hectares (ha), ou seja, 46,4 % da área total; áreas agropecuárias, incluindo pastagem, agricultura, silvicultura e mosaico de usos, constituem de 77 mil ha, ou seja, 51% da área total; áreas aquáticas, incluindo rios, lagos e ambientes marinhos, constituem 7 mil ha, ou seja, 2,4 % da área total; áreas urbanizadas constituem 703 ha, ou seja, 0,5% da área total (Figura 2).

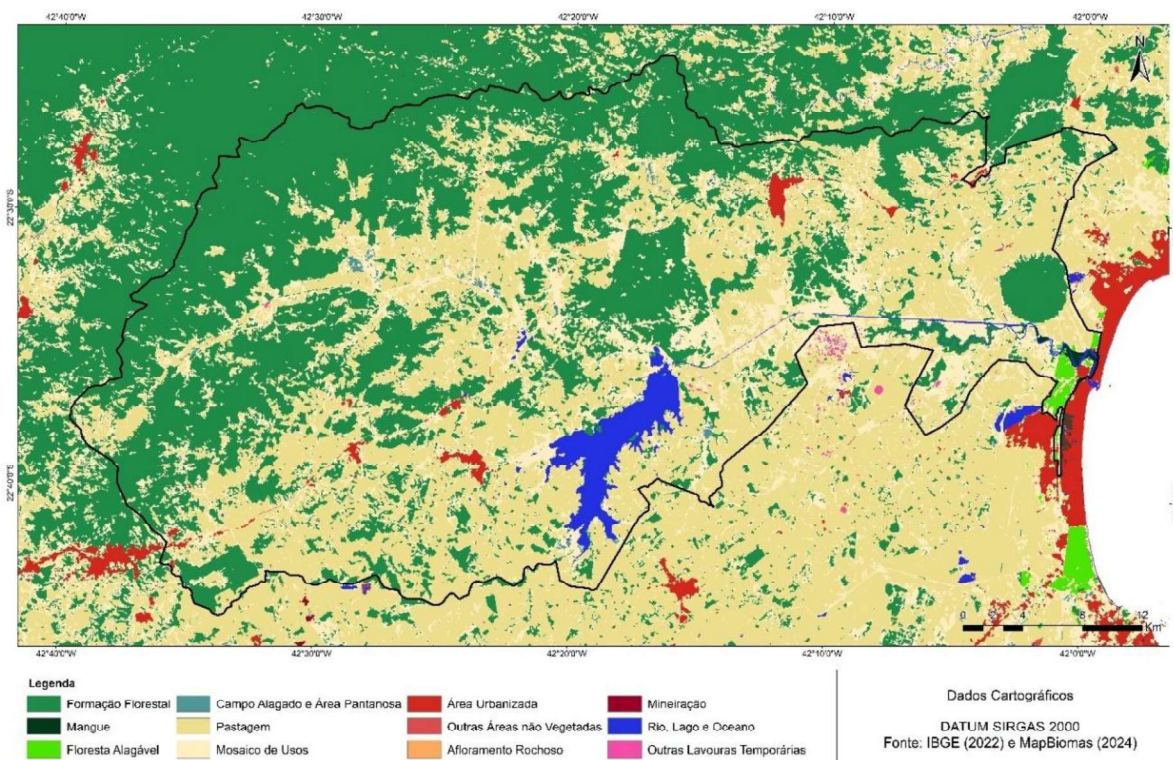


Figura 2. Mapa de cobertura de uso e de solo da APA da Bacia do Rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

O relevo da bacia também é heterogêneo, contendo seis tipos: colinas (32%), baixadas (30%), serras (21%), planalto (13%) e restinga (4%) (BIDEGAIN & VOLCKER, 2003). Trata-se de uma região marcada pela intensa transformação ao longo das últimas décadas, dada pela expansão urbana e substituição da vegetação original por atividades agropecuárias (MMA/ICMBio, 2008). Os diferentes graus de fragmentação e a presença de estruturas lineares que cortam fragmentos e Reservas Biológicas próximas e dentro da APA, como o gasoduto (GASDUC III) que atravessa a APA, e interliga a Estação do Terminal de Cabiúnas em Macaé até a Estação de Compressão ECOMP REDUC II em Duque de Caxias, além das rodovias federais e estaduais, torna-a uma região não homogênea.

Para avaliar como diferentes contextos de paisagem influenciam as espécies de carnívoros e a presença de cachorros domésticos, o estudo foi estruturado em três subáreas, selecionadas com base em observações direta no campo e através de ferramentas do SIG, como a coleção 10 dos mapas de uso e cobertura de solo do MapBiomias (MAPBIOMAS, 2024). Foi utilizado para a construção dos buffers de cada subárea, a distância 1,5 km de distância dos pontos de amostragem do presente estudo.

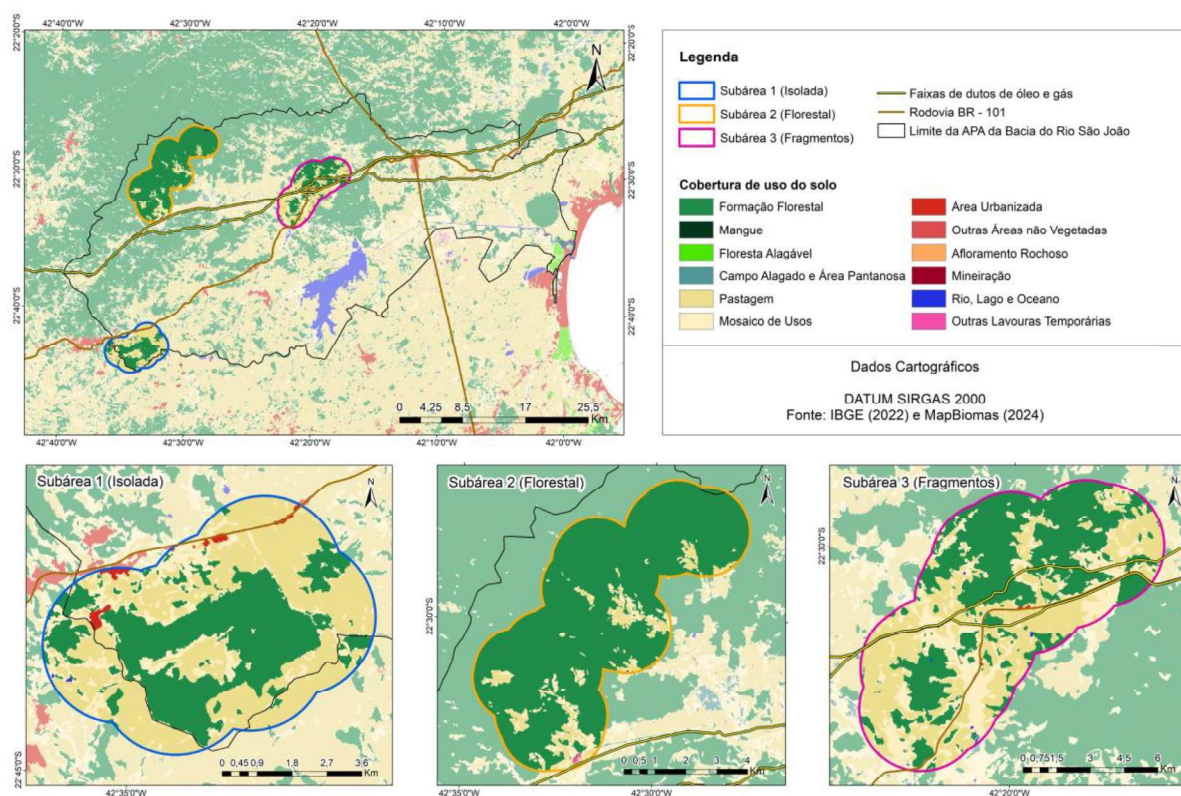


Figura 3. Mapa com as três subáreas (Isolada, Florestal e Fragmentos) dentro da APA da Bacia do Rio São João.

Essas subáreas representam um gradiente ecológico de condições antrópicas a naturais dentro da APA (Figura 3). São elas:

4.1.1 Subárea 1 (Isolada)

A Subárea 1 (Isolada) corresponde a um único fragmento isolado, sem conectividade estrutural com outros fragmentos florestais. Esse fragmento tem 1000 ha de floresta e se encontra próximo de centros urbanos e rodovias federal e estadual. Além disso, é a área mais próxima dos limites da APA da Bacia do Rio São João, apresentando áreas de mineração a menos de 5 km de distância do fragmento. A Subárea Isolada representa o ambiente mais sujeito a distúrbios diretos e indiretos de origem humana (Figura 3).

4.1.2 Subárea 2 (Florestal)

A Subárea 2 (Florestal) inclui a região mais preservada e contínua da APA, com maior proporção de floresta contínua e menores densidades de estradas e ocupação humana. Dentro do buffer construído, a subárea Florestal possui aproximadamente 87% de cobertura florestal. Embora a área se encontre próxima

ao limite da APA, essa extensa área de floresta se estende para outras UCs, como o Parque Estadual Três Picos, APA de Rio Bonito e APA de Macaé de Cima, consistindo em uma extensa área florestal preservada no estado do Rio de Janeiro. A Subárea Florestal representa o extremo do gradiente natural e funciona como referência ecológica para comparação com áreas mais impactadas (Figura 3).

4.1.3 Subárea 3 (Fragmentos)

A Subárea 3 (Fragmentos) apresenta características intermediárias entre as duas anteriores, composta por um mosaico heterogêneo de fragmentos florestais, áreas abertas, propriedades rurais e corredores de vegetação nativa, que conectam fragmentos florestais contínuos maiores. Embora ocorra menor intensidade de influência humana do que na Subárea Isolada, a Subárea Fragmentos ainda apresenta níveis moderados de modificação da paisagem, como rodovias estaduais, federais e não pavimentadas próximas, e pastagens intercaladas com trechos de floresta. Além da presença de outro tipo de infraestrutura linear, o gasoduto, que corta os fragmentos. Essa combinação resulta em condições intermediárias, com permeabilidade maior à fauna e, ao mesmo tempo, maior exposição a pressões antrópicas, como proximidade de atividades humanas (Figura 3).

4.2 BANCO DE DADOS

Os dados que foram utilizados neste estudo são provenientes do projeto “Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para mastofauna e análise de eficácia de estruturas de travessia de fauna”, coordenado pelo Dr. Carlos Ruiz-Miranda com financiamento da Petrobrás. As amostragens iniciaram em dezembro de 2018 e foram concluídas em março de 2020 (RUIZ et al., 2023).

Para garantir uma amostragem abrangente de microambientes e evitar vieses, foi adotado um desenho experimental denominado "amostragem sistemática aleatória". Com o objetivo de evitar a concentração das armadilhas em trilhas, que normalmente favorecem a detecção de mamíferos de médio a grande porte e de espécies que tendem a preferir áreas mais abertas (WEARN & GLOVER-KAPFER 2017; REYSERHOVE et al., 2025). Dezesesseis armadilhas fotográficas foram

instaladas em 69 pontos de amostragem diferentes, que corresponderam a 15 propriedades privadas na APA (Figura 4).

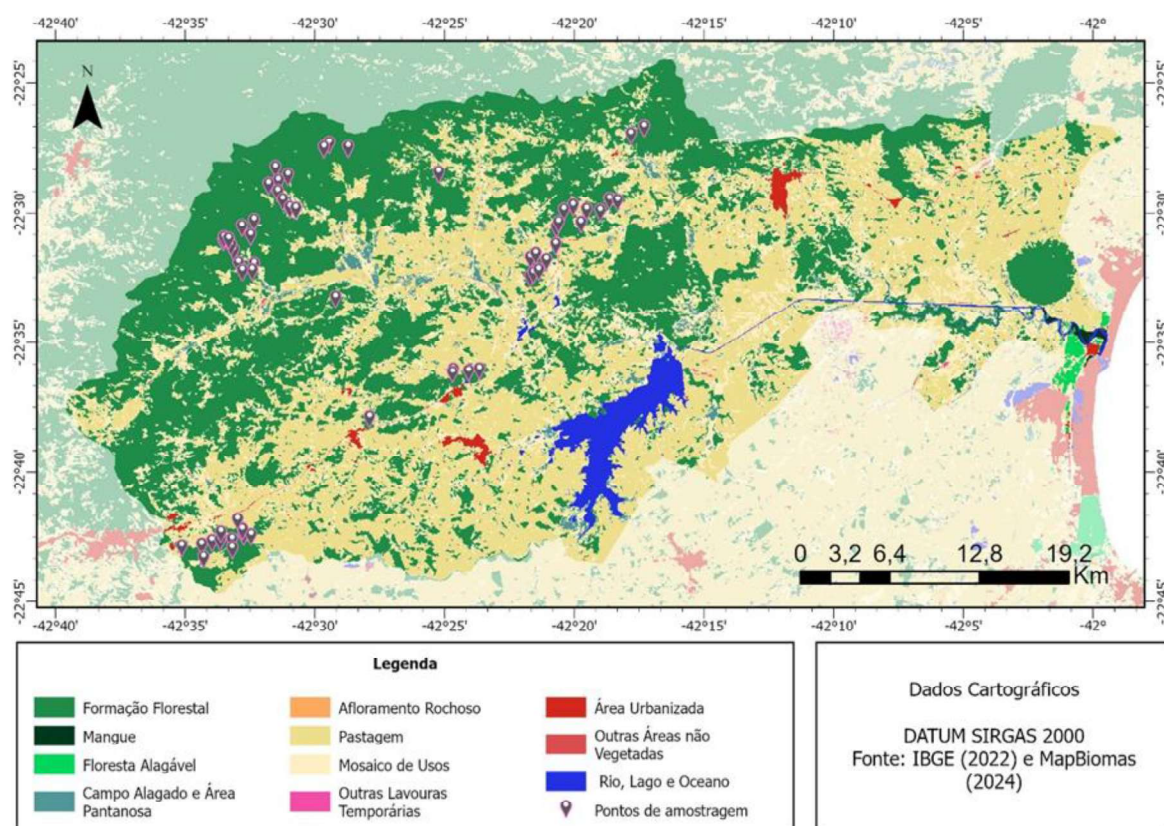


Figura 4. Pontos de amostragem utilizados para a amostragem dos mamíferos de médio e grande porte do projeto da Petrobras “Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para mastofauna e análise de eficácia de estruturas de travessia de fauna

De acordo com o tamanho de cada fragmento remanescente, cada propriedade foi mapeada e grades de 650 m x 650 m foram construídos no software ArcGIS para auxiliar na determinação do número de armadilhas que cada propriedade receberia. O local final de instalação das armadilhas foi determinado pelo centroide em cada grid. Dessa forma, foram instaladas armadilhas fotográficas em diversos tipos de micro-habitat, evitando o uso tendencioso de instalar armadilhas somente em trilhas para facilitar a detecção de animais de médio e grande porte. Entretanto, devido a logística de acesso e a segurança das câmeras, não foi possível instalar em todos os pontos determinados pelo software (Figura 5).

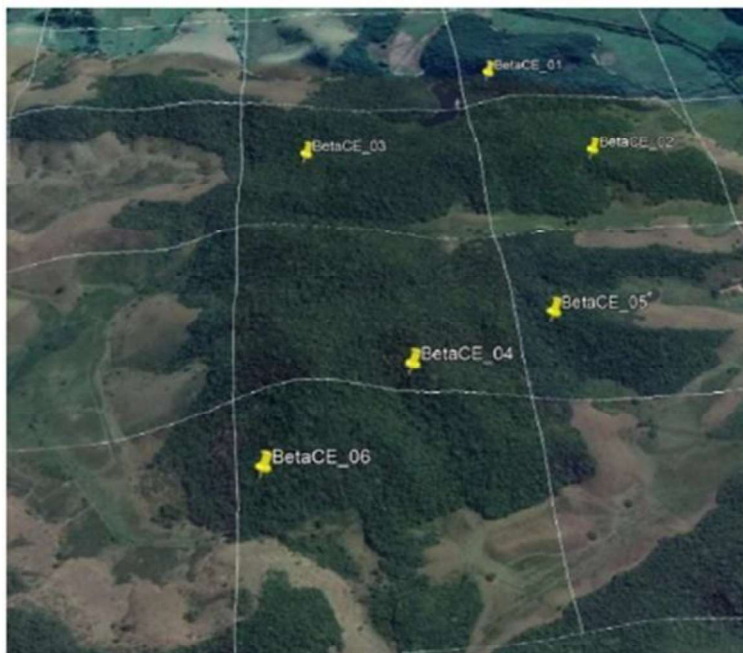


Figura 5. Grades criadas no software ArcGIS e a disposição final das armadilhas fotográficas em uma propriedade privada na APA da Bacia do Rio São João.

O modelo utilizado de armadilhas fotográficas foi a *Bushnell HD Agressor Low Glow* 119874, que é ativada através de sensores de movimento. As armadilhas fotográficas foram configuradas para registrar apenas vídeos de 30 segundos. Por 90 dias as armadilhas permaneceram em cada ponto de amostragem e então foram movidas para novos locais até completar os 69 pontos de amostragem. As armadilhas foram checadas mensalmente para verificar o seu funcionamento e salvar as informações coletadas. Apenas 48 sítios amostrais foram considerados, devido ao mau funcionamento e furto das armadilhas durante a amostragem.

As espécies foram identificadas através dos registros das armadilhas fotográficas e literatura especializada (REIS et al., 2015; ABREU et al., 2024). Para identificação de mamíferos de médio e grande porte foi utilizado características como corpo, tamanho, pelagem, face e cauda (REIS, 2015; RUMIZ et al., 2022). O método automático de Harris et al. (2013) utilizado facilitou e agilizou a organização de dados das armadilhas fotográficas, no qual utiliza um processo de duas etapas. A primeira etapa consiste em rotular os registros com data e hora de forma automática e simultânea e a segunda etapa é a classificação das imagens em local, espécie e número de indivíduos em pastas individuais. Sendo essas etapas feitas no software *Small Cats*. Todas essas etapas foram realizadas no ano de 2020 como

parte do projeto de iniciação científica desenvolvido pela autora desta dissertação durante a graduação em ciências biológicas na UENF.

A partir desses registros brutos, foram considerados registros independentes aqueles que para a mesma espécie, tiveram pelo menos 60 minutos de intervalo entre si (SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2007; TOBLER et al., 2008).

4.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS

A extração das variáveis ambientais e antrópicas foi realizada em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), utilizando predominantemente o software ArcGIS Pro. As variáveis de cobertura da terra foram obtidas a partir da Coleção 10 do MapBiomas (MAPBIOMAS, 2024), que permite avaliar a composição do uso do solo no entorno dos pontos. A partir dessas camadas, foram derivados valores referentes à área de floresta nativa e às áreas ocupadas por atividades agropecuárias ou por mosaicos de uso das quais foram calculadas as proporções de áreas florestais (Forest) e áreas agropecuárias (Agro) dentro do buffer. Do ponto de vista ecológico, a variável Forest representa a disponibilidade de habitat para as espécies de carnívoros mais florestais, por promover abrigo, maior disponibilidade de recursos alimentares (REGOLIN et al., 2017). Além disso, a variável Agro representa áreas não naturais que foram substituídas por pastagens, agricultura e mosaicos de uso que são associados negativamente com carnívoros florestais (RIPPLE et al. 2014).

As variáveis de distância foram obtidas por meio da ferramenta NEAR, também no ArcGIS Pro, que permite calcular a distância mínima entre cada ponto e diferentes feições geográficas. Foram calculadas distâncias às rodovias estaduais pavimentadas (Dist_RodE), estradas não pavimentadas (Dist_RodNP), rodovias federais (Dist_RodF), corpos d'água (Dist_Agua) e áreas urbanas (Dist_Urb). As camadas utilizadas para corpos hídricos (2012) e rodovias (2016) provinham do Catálogo de Metadados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Para delimitação de áreas urbanas, foi novamente utilizado o MapBiomas, extraindo-se a classe correspondente.

No contexto ecológico, cada uma dessas variáveis de distância representam um tipo de impacto ou recurso. As distâncias de rodovias, sejam elas federais, estaduais ou não pavimentadas, causam algum tipo de impacto negativos para a

população de carnívoros, apesar de cada espécie responder de forma diferente a essas infraestruturas lineares (CEIA-HASSE, 2017; PINTO et al., 2022). Da mesma forma, a proximidade com áreas urbanas também pode estar relacionada negativamente, por serem sensíveis à perturbação antrópica, ou até mesmo positivamente, caso as espécies de carnívoros sejam oportunistas (BATEMAN & FLEMING, 2012; MAGLE et al., 2021; PEREIRA et al., 2024). Além disso, a distância de corpos hídricos está estritamente relacionada à disponibilidade de recurso essencial para espécies de carnívoros (CHEIDA, 2006; BIANCHI et al. 2021).

Além das variáveis da paisagem, foi incluída a presença de cachorros domésticos (Canis_presence), indicando o registro de cachorros domésticos durante a amostragem. Essa variável funciona como indicador direto de pressão antrópica, já que cachorros domésticos são amplamente reconhecidos como espécies sinantrópicas capazes de modificar comportamento, distribuição, saúde e atividade de carnívoros nativos (VANAK & GOMPPER, 2009; LENTH et al., 2008).

Adicionalmente, foram incorporadas variáveis tróficas, representadas pelos Índices de Abundância Relativa (IAR) das principais espécies de potenciais presas das espécies de carnívoros presentes na APA. Os IAR (IAR_cerdocyon, IAR_canis, IAR_eira, IAR_nasua e IAR_leopardusspp) foram calculados como o número de registros independentes dividido pelo esforço amostral em cada ponto. A seleção de quais espécies de potenciais presas seriam incluídos no índice de cada espécie foi guiada por uma revisão bibliográfica sobre dieta, registros de predação e ataques (Anexo 1) (ELBROCH & WITTMER, 2012; RICH et al., 2017). No caso do cachorro doméstico, as potenciais presas selecionadas podem não funcionar como presa direta como para a maioria dos carnívoros, mas o IAR foi considerado ecologicamente relevante, pois cachorros domésticos influenciam negativamente outras espécies por meio de competição, perseguição, deslocamento, comportamento agressivo e aumentam risco de zoonoses (VANAK & GOMPPER, 2009).

4.4 ANÁLISE DE DADOS

Todas as análises de dados foram feitas no ambiente R Studio (R Core Team, 2025).

4.4.1 DIVERSIDADE E DISSIMILARIDADE

Para avaliar diferença da diversidade local, foi utilizada a abordagem dos Números de Hill (*Hill Numbers*), que permite avaliar a diversidade de espécies sob diferentes sensibilidades à abundância relativa (CHAO et al., 2014). Para cada subárea, foi construída uma matriz de abundância, em que cada espécie foi representada pelo número total de registros independentes obtidos pelas armadilhas fotográficas (*total_events*). Essa matriz foi utilizada como entrada no pacote *iNEXT*, especificando o argumento *datatype = "abundance"*. Foram estimadas curvas de rarefação (interpolação) e extrapolação para três valores de *q*, onde:

q = 0: riqueza de espécies, onde todas as espécies têm peso igual;

q = 1: diversidade de *Shannon*, refletindo abundância relativa sem enfatizar dominância;

q = 2: diversidade de *Simpson*, mais sensível a espécies comuns e dominantes.

As curvas foram extrapoladas até 100 indivíduos adicionais, permitindo avaliar o potencial de incremento da diversidade sob maior esforço amostral, conforme recomendado por Hsieh et al. (2016). Intervalos de confiança de 95% foram estimados por *bootstrap*, utilizando as repetições padrão do pacote *iNEXT*.

Além disso, também foi conduzida uma análise de dissimilaridade da guilda de carnívoros entre as subáreas, com o objetivo de comparar a composição de espécies entre diferentes regiões da APA. Para isso, foi utilizada a matriz de presença e pseudo ausência das espécies registradas nas subáreas e, separadamente, a matriz de número total de detecções. As análises foram realizadas utilizando a função *vegdist* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2022).

Para a matriz de presença e ausência, adotou-se o índice de *Jaccard*, apropriado para dados binários. O índice de *Jaccard* quantifica a dissimilaridade entre dois sítios com base no número de espécies compartilhadas e exclusivas (DA SILVA, et al. 2022). O índice varia de 0 (composição igual) a 1 (composição totalmente diferente). Para os dados de abundância, representados pelo número de detecções independentes, foi utilizado o índice de *Bray–Curtis* (RICOTTA & PODANI, 2017). Assim como o índice de *Jaccard*, os valores variam entre 0 (guildas

iguais) e 1 (guildas diferentes). Essa análise permitiu avaliar como a composição de carnívoros responde a diferentes condições ambientais e níveis de isolamento em que se encontram as diferentes subáreas já caracterizadas anteriormente.

4.4.2 SOBREPOSIÇÃO TEMPORAL CIRCULAR

Para descrever os padrões de atividade temporais de carnívoros e cachorros domésticos, foram implementados métodos de estatística circular. Foram estimadas curvas de densidade kernel circular para cada espécie, utilizando os pacotes *overlap* (MEREDITH & RIDOUT, 2021), *circular* (AGOSTINELLI & LUND, 2025) e *activity* (ROWCLIFFE, 2023). A sobreposição temporal entre pares de espécies foi calculada pelo estimador Δ proposto por Ridout e Linkie (2008), empregando Δ^4 para amostras maiores e Δ^1 para amostras menores. Intervalos de confiança foram derivados por meio de 10.000 reamostragens via *bootstrap*. Também foram aplicados testes *Watson's Two-Sample Test* e *Rayleigh Test* para avaliar diferenças nas distribuições temporais e para determinar se a atividade era uniformemente distribuída ao longo das 24 horas ou se apresentava concentrações em período específico (AGOSTINELLI & LUND, 2025). Essas análises foram conduzidas tanto para o conjunto completo da APA quanto para três subáreas.

4.4.3 ANÁLISE DE MULTICOLINEARIEDADE

Após a extração das variáveis independentes, foi testada a multicolineariedade entre elas através de duas abordagens complementares. Inicialmente foram analisadas matrizes de correlação de *Spearman*, visualizadas por meio do pacote *corrplot*, utilizando o critério de exclusão das com valores superiores a 0,6 (WEI & SIMKO, 2010). Em conjunto, foi calculado o *Variance Inflation Factor* (VIF) utilizando o pacote *car*, onde se excluiu as variáveis que possuíam o $VIF > 5$, estes valores indicam problemas com colineariedade (FOX et al., 2001; KYRIAZOS & POGA, 2023). Excluir variáveis altamente correlacionadas evitam redundância entre variáveis e inflacionamento de estimativas (ZUUR et al., 2010). Assim, apenas variáveis independentes não correlacionadas foram incluídas nos modelos.

4.4.4 TESTE DE AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL

Para avaliar potenciais efeitos espaciais sobre os padrões de ocorrência, aplicou-se o índice de *Moran* tanto às variáveis ambientais quanto aos resíduos dos modelos globais preliminares, utilizando o pacote *spdep* (BIVAND, 2002). As análises iniciais com *Moran's I*, aplicadas tanto às variáveis ambientais quanto aos resíduos dos modelos globais, não indicaram autocorrelação espacial significativa. Os valores observados ficaram próximos da expectativa sob aleatorização, com $p > 0,18$ para os resíduos tanto do Modelo Linear Generalizado (GLM) binomial quanto do binomial negativo. Em ambas as situações, observou-se que a autocorrelação espacial não era significativa, indicando que os pontos amostrais poderiam ser tratados como independentes, não havendo necessidade de incorporar estruturas espaciais explícitas aos modelos (FORTIN & DALE, 2005; DORMANN et al., 2007). Esse resultado sugere que a utilização de modelos lineares generalizados (GLMs) é adequada.

4.4.5 MODELOS LINEARES GENERALIZADOS BINOMIAIS

Para analisar a probabilidade de ocorrência de cada espécie de carnívoro na APA, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição binomial e função de ligação *logit*, utilizando o pacote base do R. Esse tipo de modelo pode ser utilizado para verificar relações entre variáveis ambientais e padrões de presença ou ausência de espécies (GOROSITO et al., 2018). Além disso, as variáveis foram padronizadas e a diferença dentro do esforço amostral (*camera-trap days*) foi controlado pelo *offset*. Esse modelo avalia como cada variável influencia na probabilidade de uma espécie.

4.4.6 MODELOS LINEARES GENERALIZADOS PARA NÚMERO TOTAL DE DETECÇÕES

Além dos GLMs binomiais, foram realizados GLMs avaliando o número total de detecções independentes por ponto. Inicialmente foram testados modelos *Poisson* e *quasi-Poisson*, mas ambos indicaram superdispersão significativa, com variância excedendo a média, logo, violando pressupostos essenciais do modelo *Poisson* (HARDIN & HILBE, 2007). Assim, foram ajustados modelos com

distribuição Binomial Negativa, utilizando o pacote MASS (RIPLEY & VENABLES, 2009). Além disso, as variáveis foram padronizadas e a diferença dentro do esforço amostral (*camera-trap days*) foi controlado pelo *offset*.

4.4.7 SELEÇÃO DE MODELOS

A seleção dos modelos, tanto para presença e ausência, como para número total de detecções, foi conduzida a partir do ajuste de um modelo global contendo todas as variáveis independentes não correlacionadas. Em seguida, foi aplicado a seleção multimodelos utilizando a função *dredge* do pacote *MuMIn*, que gera todas as combinações possíveis de modelos e os ranqueia pelo critério AICc (Grueber et al., 2011; Barton, 2025). Seguindo Burnham e Anderson (2002), modelos com $\Delta AICc \leq 2$ foram considerados igualmente plausíveis. Dentre esses melhores modelos, foram selecionados aqueles mais parcimoniosos e excluindo variáveis não significativas.

5. RESULTADOS

5.1 ESPÉCIES IDENTIFICADAS

Foram obtidos 268 registros independentes de carnívoros. O esforço amostral totalizou 4005 *camera-trap days*. Foram identificadas 10 espécies pertencentes à ordem *Carnivora*, sendo elas divididas em quatro famílias e oito gêneros, incluindo uma espécie doméstica (Tabela 1). Dentre estas espécies, as mais registradas foram *Cerdocyon thous* com 124 registros, *Canis familiaris* com 61 registros e *Nasua nasua* com 38 registros, respectivamente, enquanto *Galictis cuja* e *Herpailurus yagouaroundi* foram as menos frequentes, com apenas um registro.

Tabela 1. Carnívoros registrados na APA da Bacia do Rio São João com seu respectivo Estado de Conservação (EC) na IUCN e na ICMBio no Brasil (2025).

TÁXON	EC (ICMBio)	EC (IUCN)	Nome popular	Número de registros independentes
Família Canidae				
<i>Canis familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	Cachorro doméstico	61
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	LC	LC	Cachorro-do-mato	128
Família Felidae				
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	VU	LC	Gato-mourisco	1
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC	Jaguaritica	2
<i>Leopardus wiedii</i> (H. R. Schinz, 1821)	VU	NT	Gato-maracajá	7
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	NT	LC	Onça-parda	3
Família Mustelidae				
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC	Irara	21
<i>Galictis cuja</i> (G.I. Molina, 1782)	LC	LC	Furão-pequeno	1
Família Procyonidae				
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	LC	LC	Quati	38
<i>Procyon cancrivorus</i> (Brongniart, 1792)	LC	LC	Mão-pelada	9

Legenda = EC: Estado de Conservação; LC: Pouco preocupante; NT: Quase ameaçada; VU: Vulnerável.

5.2 DIVERSIDADE DE CARNÍVOROS POR SUBÁREA

As curvas de rarefação e extrapolação indicaram diferenças entre as três áreas amostradas. Para $q = 0$ (riqueza), obtivemos maior riqueza de espécies observadas (S.obs) na Subárea Florestal e Subárea Fragmentos, com 9 e 7 espécies, respectivamente, enquanto a Subárea Isolada apresentou o menor valor, com 5 espécies registradas. A riqueza de espécies estimada (qD), calculada por extrapolação para 100 registros, indicou um leve aumento no número esperado de espécies em relação aos valores observados. A Subárea Florestal apresentou a maior riqueza estimada (qD = 9,94), seguida pela Subárea Fragmentos (qD = 7,00) e pela Subárea Isolada (qD = 5,48). Esses incrementos relativamente pequenos sugerem que o esforço amostral foi suficiente para capturar a maior parte da diversidade de carnívoros presente em cada área (Tabela 2).

Tabela 2. Índice de diversidade *Hill numbers* das subáreas amostradas, expresso pela riqueza de espécies observada (S.obs) e estimada (qD), com respectivos intervalos de confiança de 95% (IC 95%), cobertura amostral (SC) e cobertura amostral considerando o menor limite inferior do intervalo de confiança (SC.LCL).

Subárea	Riqueza de espécies observada (S.obs)	Riqueza de espécies estimada (qD)	IC 95% - inferior (qD.LCL)	IC 95% - superior (qD.UCL)	Cobertura amostral (SC)	Cobertura amostral com menor limite inferior (SC.LCL)
Subárea Isolada	5	5,48	2,31	8,65	96,31%	99,67%
Subárea Florestal	9	9,94	5,69	14,96	94,74%	96,62%
Subárea Fragmentos	7	7,00	4,85	9,15	100,00%	98,97%

As coberturas amostrais (SC) foram elevadas e variaram entre 94,74% e 100%. A Subárea Fragmentos apresentou cobertura total (SC = 100%), sugerindo que todas as espécies de carnívoros potencialmente presentes foram detectadas. A

Subárea Isolada também apresentou cobertura elevada (SC = 96,31%), enquanto a Subárea Florestal apresentou um valor ligeiramente menor (SC = 94,74%) em relação às outras. Assim, a diferença entre a riqueza observada (S_{obs}) e a riqueza estimada (qD) foi pequena para todas as áreas (Tabela 2).

Para $q = 1$ (diversidade de *Shannon*), a Subárea Florestal também apresentou os maiores valores de diversidade ($H \cong 6,57$ observada; 7,55 estimada), indicando maior uniformidade na abundância relativa das espécies. A Subárea Fragmentos apresentou diversidade intermediária ($H \cong 5,60$ observada), enquanto a Subárea Isolada registrou a menor diversidade de Shannon ($H \cong 3,96$ observada). Esses valores mostram que a guilda da Subárea Florestal possui menor dominância e distribuição mais homogênea das espécies.

Os resultados para $q = 2$ (diversidade de *Simpson*) reforçam esse padrão. A Subárea Florestal apresentou a maior diversidade efetiva de espécies dominantes ($\cong 5,06$ observada), seguida pela Subárea Fragmentos ($\cong 4,74$), enquanto a Subárea Isolada manteve os menores valores ($\cong 3,49$). As curvas de rarefação e extrapolação indicam que a Subárea Florestal ainda apresenta tendência de crescimento nas estimativas de diversidade, sugerindo que maior esforço amostral poderia revelar aumento na diversidade efetiva das espécies, especialmente para $q = 1$ e $q = 2$. Por outro lado, as curvas da Subárea Isolada já se encontram praticamente estabilizadas, indicando baixo potencial de incremento de diversidade com maior amostragem. A Subárea Fragmentos demonstrou um comportamento intermediário, com leve tendência de crescimento, porém menos acentuada que a da Subárea Florestal. Em todos os valores de q analisados ($q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$), a ordenação das áreas permaneceu consistente, com Subárea Florestal > Subárea Fragmentos > Subárea Isolada (Figura 6).

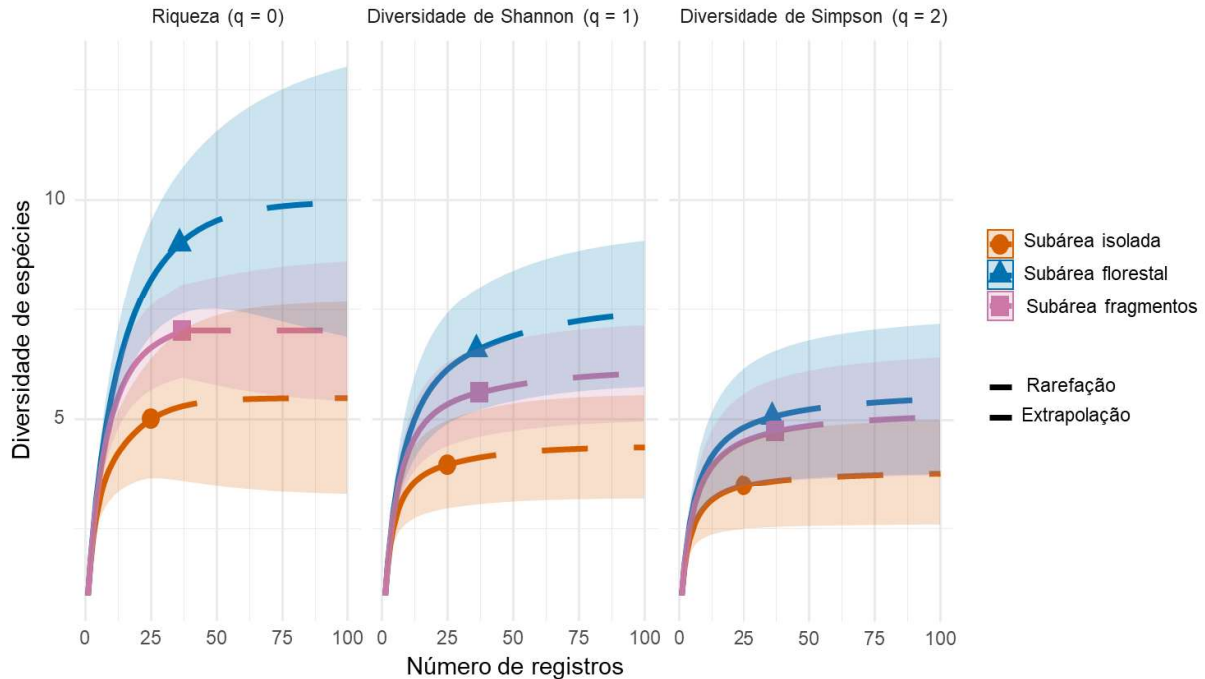


Figura 6. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95% de intervalo de confiança para os *Hill Numbers*, representando a riqueza de espécies registradas (q_0), diversidade de Shannon (q_1) e de Simpson (q_2) na APA da Bacia do Rio São João, RJ. Os intervalos de confiança de 95% (área sombreada que acompanha as linhas) foram obtidos através do método *Bootstrap*.

5.3 DISSIMILARIDADE ENTRE SUBÁREAS

Os dendrogramas de dissimilaridade demonstram que a Subárea Florestal é a mais dissimilar em relação às outras duas, com valor acima de 0,55, tanto para presença/ausência, quanto para número total de registros. As Subáreas Isolada e Fragmentos formam um agrupamento que apresenta maior similaridade, possuindo menor valor.

A análise baseada na presença/ausência (*Jaccard*) indicou que a Subárea Isolada apresenta elevada dissimilaridade em relação às Subáreas Florestal e Fragmentos (*Jaccard* = 0,67 e 0,43, respectivamente), enquanto a dissimilaridade entre as Subáreas Florestal e Fragmentos foi intermediária (*Jaccard* = 0,50) (Figura 7).

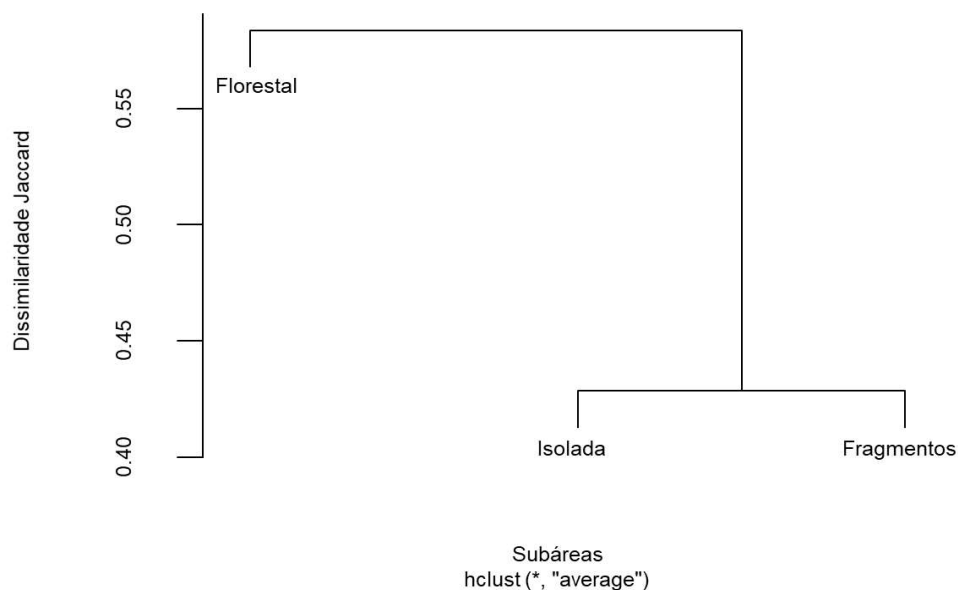


Figura 7. Matriz de dissimilaridade entre áreas baseada no índice de *Jaccard*, calculado a partir da matriz de presença/ausência das espécies de carnívoros.

De forma semelhante, o dendrograma baseado no número total de detecções (*Bray-Curtis*) indicou maior dissimilaridade entre as Subáreas Isolada e Florestal ($BC = 0,66$) e menor entre as Subáreas Isolada e Fragmentos ($BC = 0,30$) (Figura 8).

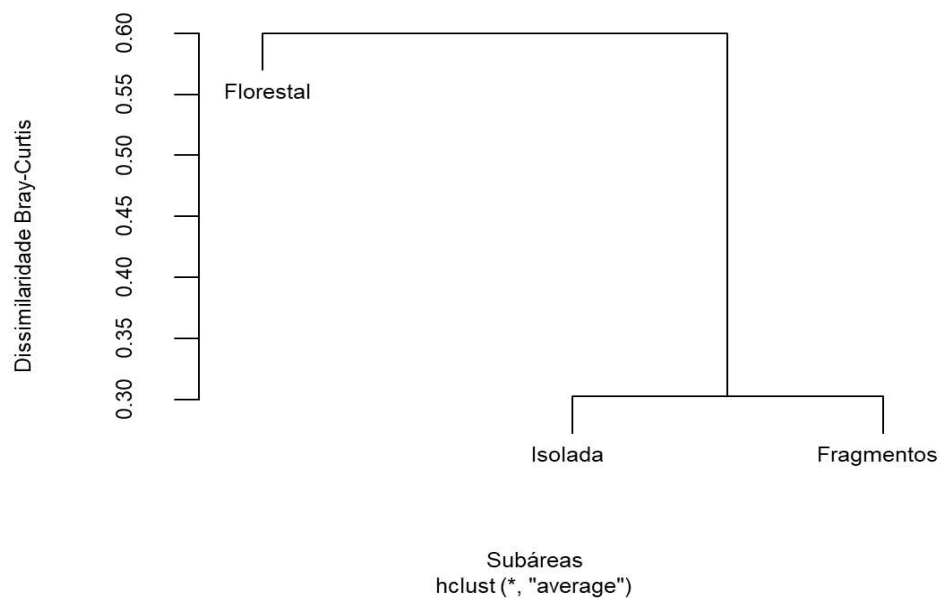


Figura 8. Matriz de dissimilaridade entre áreas baseada no índice de *Bray-Curtis*, construído a partir do número total de detecções independentes de cada espécie de carnívoro.

5.4 SOBREPOSIÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL

A análise temporal demonstrou variações claras nos padrões de atividade entre cachorros domésticos e carnívoros silvestres nas três áreas e dentro da APA como um todo. Em todas as áreas, as curvas de densidade de kernel indicaram diferenças nos horários de maior atividade entre os dois grupos, mesmo que o grau de sobreposição temporal tenha variado.

Os gráficos circulares de atividade demonstram os padrões detectados pelas análises de densidade kernel e sobreposição temporal. Para carnívoros silvestres, observa-se um padrão com predominância de registros no período noturno, especialmente entre 20h e 4h, e menor atividade ao amanhecer e início da manhã. Essa concentração de atividade é típica de mesocarnívoros neotropicais. Há também, um conjunto de registros no período diurno, associados a espécies catemerais como *N. nasua* e *E. barbara*. Diferentemente, para cachorros domésticos, observa-se uma distribuição temporal diurna e crepuscular, com registros concentrados entre 07h e 12h e um segundo conjunto de registros no início da noite, aproximadamente entre 18h e 21h (Figura 9). O teste de *Rayleigh* tanto para carnívoros quanto para cachorros domésticos sugere não uniformidade na distribuição de horários ($p < 0,01$).

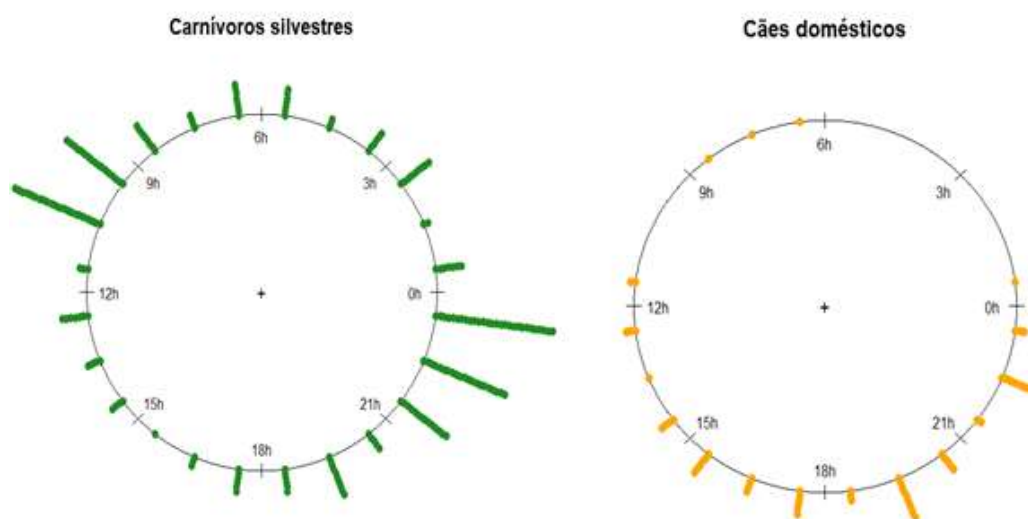


Figura 9. Gráficos circulares representando a frequência relativa de registros de carnívoros silvestres (esquerda) e de cachorros domésticos (direita), ao longo das 24 horas, agrupando os registros das três paisagens na APA da Bacia do Rio São João.

Embora, cachorros domésticos e carnívoros silvestres apresentem maiores concentrações de atividade diárias distintas, os dois grupos apresentaram, sobreposição temporal moderada ($\Delta = 0,56$) (Figura 10), devido à presença de períodos intermediários de atividade compartilhada, principalmente no início da noite. Embora tenha sido observada sobreposição parcial nos horários de atividade, o teste de *Watson's Two-Sample* indicou que as distribuições temporais diferem significativamente, evidenciando que cachorros domésticos e carnívoros silvestres utilizam o tempo de forma distinta ao longo do ciclo circadiano, com diferenças na concentração e nos picos de atividade ($U^2 = 1,1532$; $p < 0,001$).

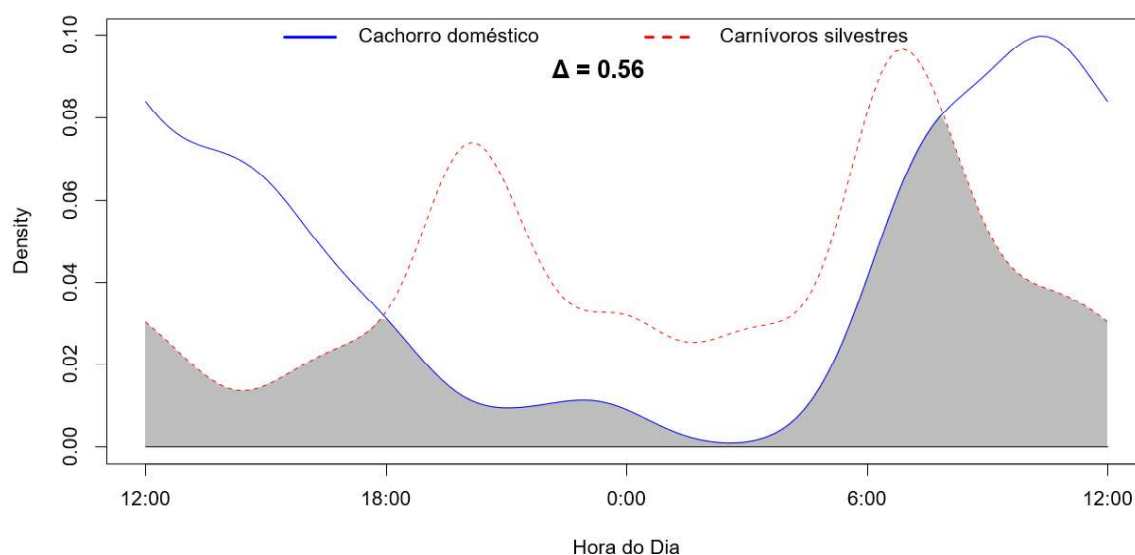


Figura 10. Sobreposição temporal entre cachorros domésticos e carnívoros silvestres. Curvas de densidade kernel para cachorros domésticos (linha azul) e carnívoros silvestres (linha tracejada vermelha), com área sombreada indicando o coeficiente de sobreposição $\Delta = 0.56$ para toda a APA da Bacia do Rio São João.

Quando a sobreposição temporal é analisada separadamente para cada uma das três áreas amostrais, observou-se que as diferenças espaciais influenciam o grau de sobreposição entre cachorros domésticos e carnívoros silvestres (Figura 11). As Subárea Isolada e Fragmentos apresentaram alto coeficiente de sobreposição temporal, $\Delta = 0,74$ e $\Delta = 0,77$, respectivamente, sugerindo alta circulação de cachorros domésticos e carnívoros nos mesmos intervalos do ciclo diário. Na Subárea Isolada, a maior concentração de sobreposição ocorreu no início da manhã, entre 5h e 8h, seguida de uma outra faixa de sobreposição, entre 18h e 20h. Na Subárea Fragmentos, a sobreposição também foi semelhante, no início da manhã, entre 6h e 9h, e no início da noite, entre 18h e 20h. Enquanto isso, a

Subárea Florestal apresentou menor coeficiente de sobreposição temporal ($\Delta = 0,45$). Os horários de atividade compartilhada foram restritos e no período de transição entre a madrugada e o amanhecer, entre 4h e 6h. Assim, embora a sobreposição geral na APA indique um grau moderado de compartilhamento temporal, os resultados por área demonstram que a sobreposição temporal também varia espacialmente.

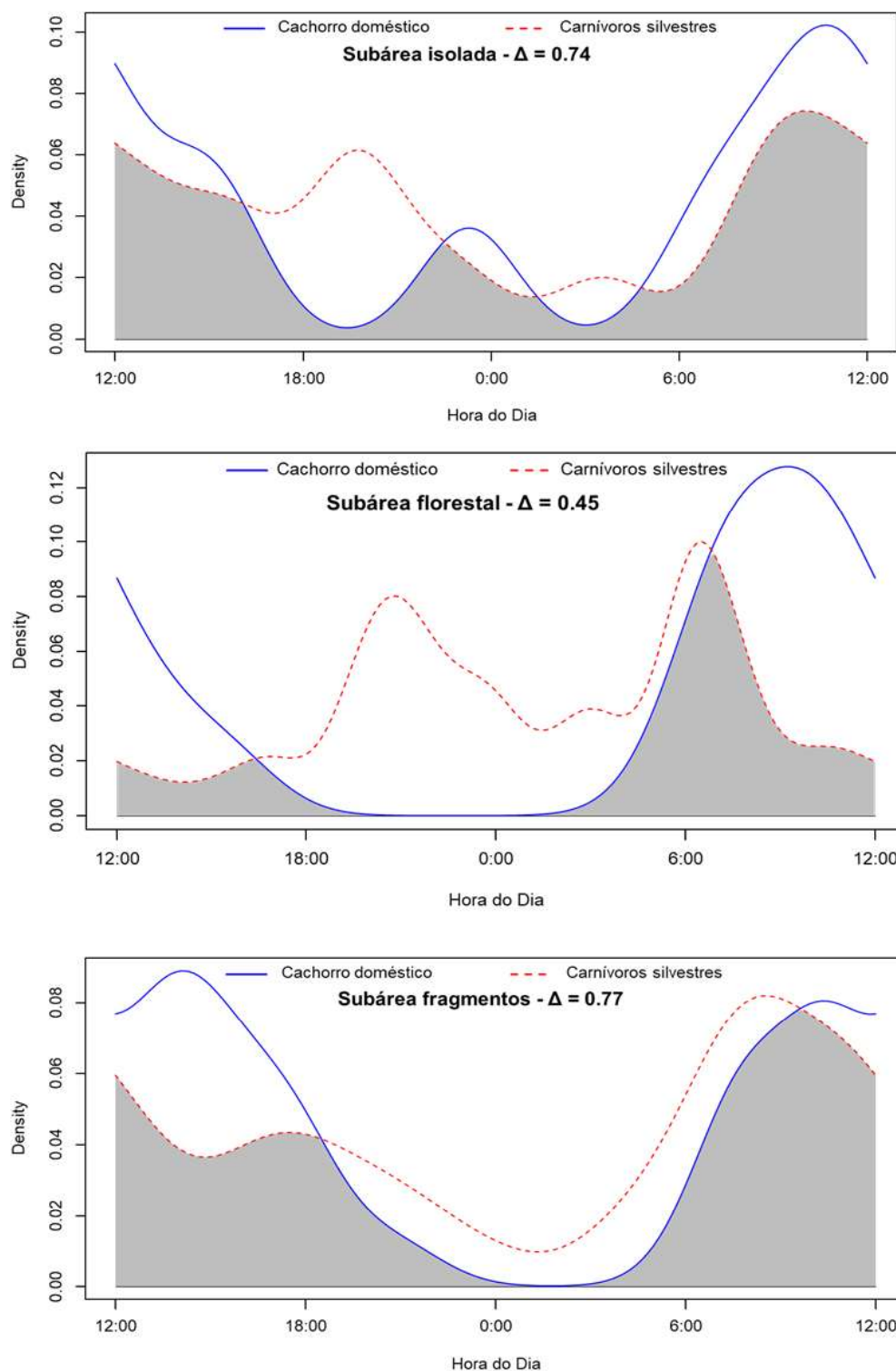
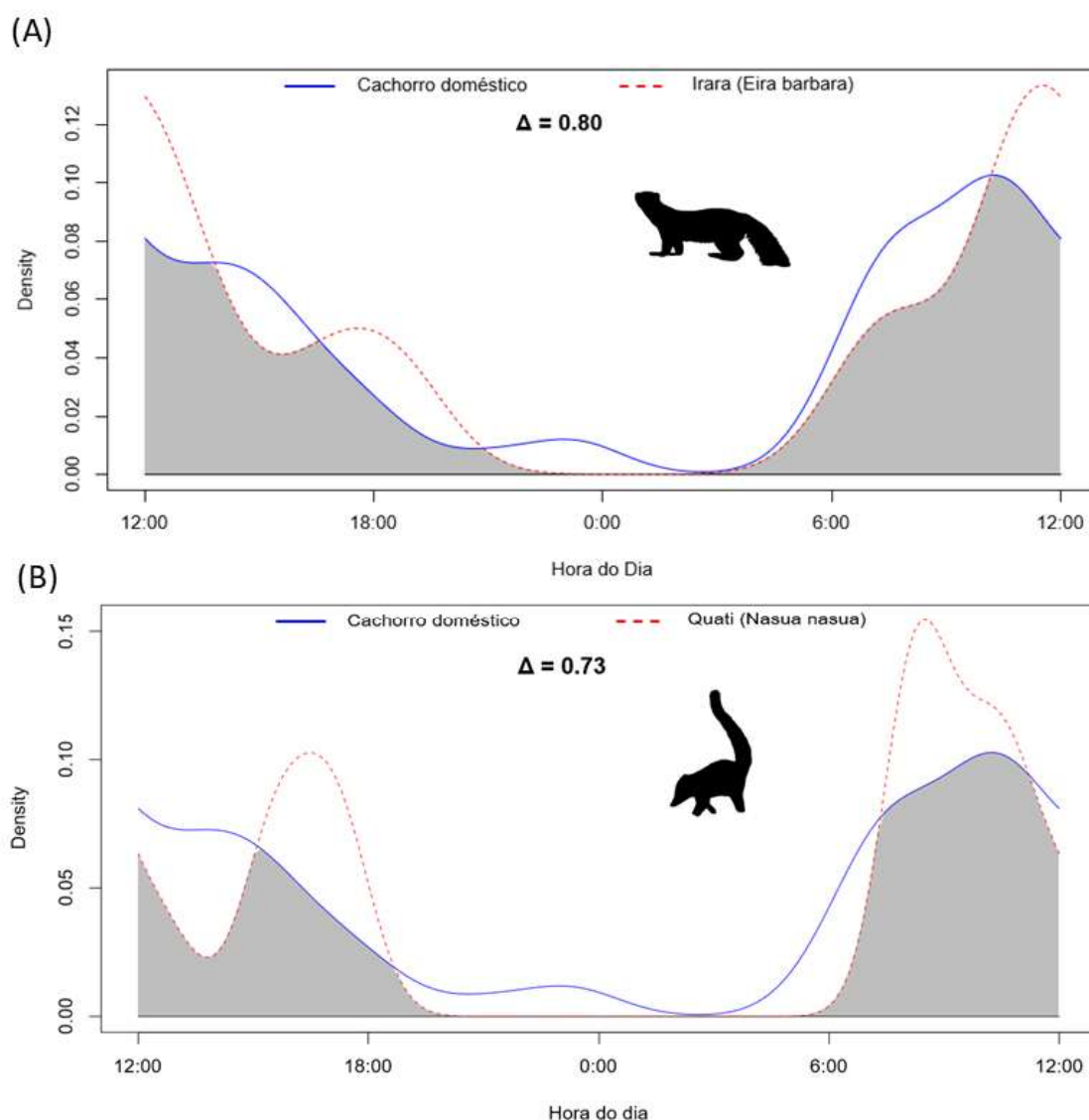


Figura 11. Sobreposição temporal entre cachorros domésticos e carnívoros silvestres nas três grandes áreas da APA. Distribuições de atividade estimadas por densidade kernel para cachorros domésticos (linha azul) e carnívoros nativos (linha tracejada vermelho) nas Áreas Isolada (A), Florestal (B) e Fragmentos (C). A área cinza representa a sobreposição temporal entre os grupos, com coeficientes $\Delta = 0.74$ (Subárea Isolada), $\Delta = 0.45$ (Subárea Florestal) e $\Delta = 0.77$ (Subárea Fragmentos).

Quando as espécies de carnívoros são avaliadas individualmente e em comparação ao cachorro doméstico, há diferentes graus de sobreposição temporal (Figura 12). A irara (*E. barbara*) foi a espécie que demonstrou maior coeficiente de sobreposição com cachorros domésticos ($\Delta = 0,80$). Os horários compartilhados entre essas espécies foram no período diurno e crepuscular, especialmente entre 7h e 12h e novamente entre 18 e 21h. Em seguida, o quati (*N. nasua*) também apresentou coeficiente elevado ($\Delta = 0,73$) e horários compartilhados no início da manhã, entre 6h e 10h, e no final da tarde, entre 17h e 19h.



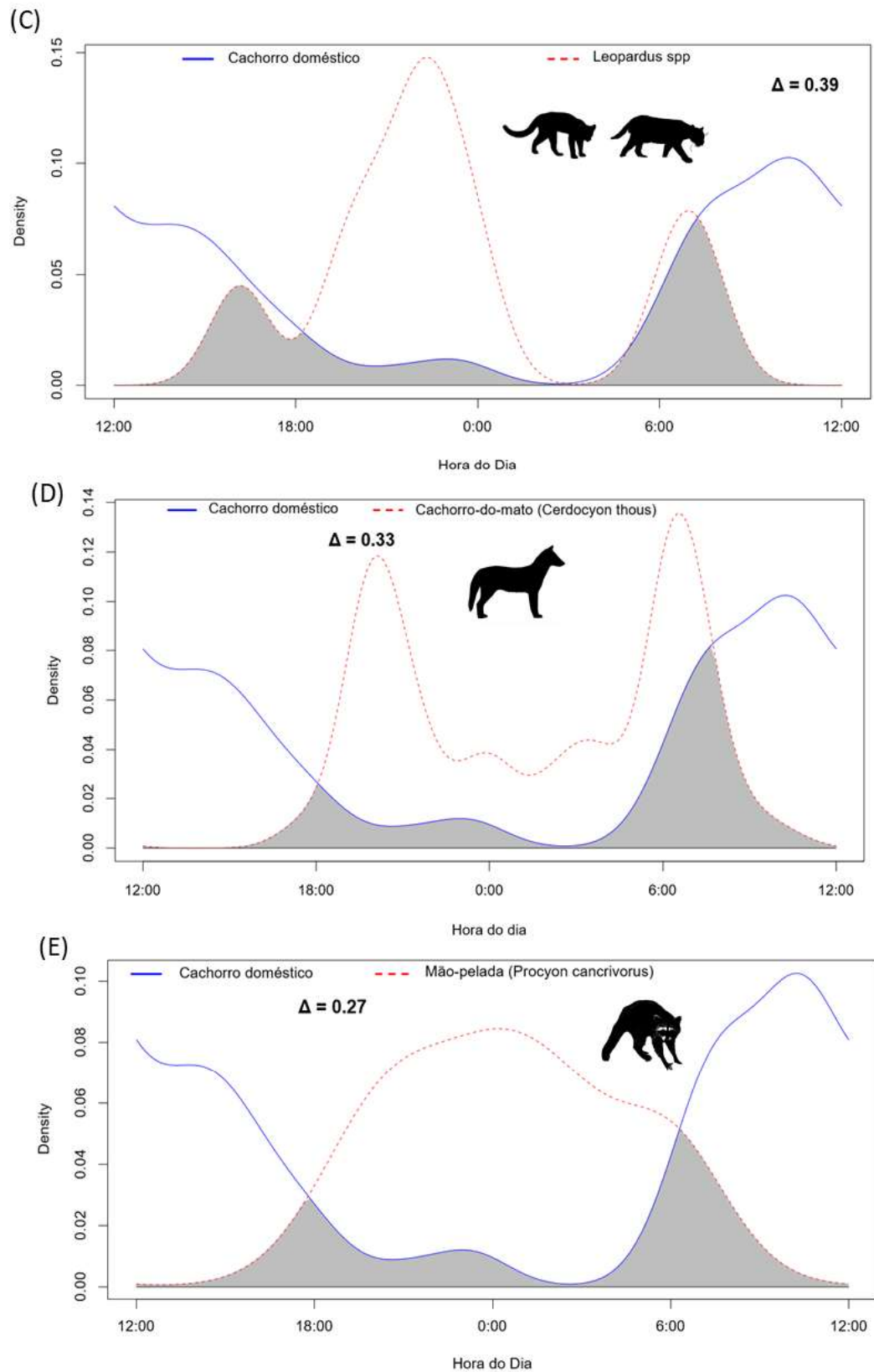


Figura 12. Sobreposição temporal entre *Canis familiaris* e carnívoros silvestres da APA. Curvas de densidade kernel para cachorros domésticos (linha azul) e para cada espécie de carnívoro nativo: (A) *Eira barbara*, (B) *Cerdocyon thous*, (C) *Leopardus spp.*, (D) *Nasua nasua* e (E) *Procyon cancrivorus*. A região cinza indica a área de sobreposição temporal (Δ).

Em contrapartida, as outras espécies foram predominantemente noturnas e exibiram menor sobreposição temporal, com coeficiente de sobreposição variando de 0,27 a 0,39. O mão-pelada (*P. cancrivorus*) demonstrou a menor sobreposição, concentrando sua atividade entre 22h e 4h, quando a atividade de cachorros é mínima. O cachorro-do-mato (*C. thous*) também apresentou sobreposição mais baixa, ($\Delta = 0,33$), com atividade diária concentrada entre 20h e 3h. Os pequenos felinos (*Leopardus spp*) apresentaram sobreposição intermediária ($\Delta = 0,39$) em relação às outras espécies, com atividade compartilhada limitada ao intervalo crepuscular e início da noite, entre 18h e 21h, quando cachorros ainda possuíam algum nível de atividade. Esses padrões mostram que a sobreposição temporal com cachorros domésticos varia fortemente entre espécies, sendo maior para carnívoros com atividade mais flexível e diurna e menor para espécies estritamente noturnas.

Além dessas comparações envolvendo cachorros domésticos, as análises entre carnívoros nativos mostraram forte variação nos padrões de sobreposição (Figura h). O menor valor do coeficiente de sobreposição ocorreu entre *N. nasua* e *P. cancrivorus* ($\Delta = 0,20$) e entre *C. thous* e *N. nasua* ($\Delta = 0,26$), evidenciando forte segregação temporal. Por outro lado, pares de espécies como *Leopardus spp.* $\times$ *P. cancrivorus* ($\Delta = 0,66$) e *C. thous* $\times$ *Leopardus spp.* ($\Delta = 0,62$) apresentaram sobreposições intermediárias a altas, demonstrando compartilhamento noturno. O maior valor de coeficiente de sobreposição entre espécies nativas ocorreu entre *E. barbara* $\times$ *N. nasua* ($\Delta = 0,67$), seguido pela sobreposição entre *P. cancrivorus* $\times$ *C. thous* ($\Delta = 0,69$), indicando que esses pares possuem horários amplamente compartilhados (Figura 13).

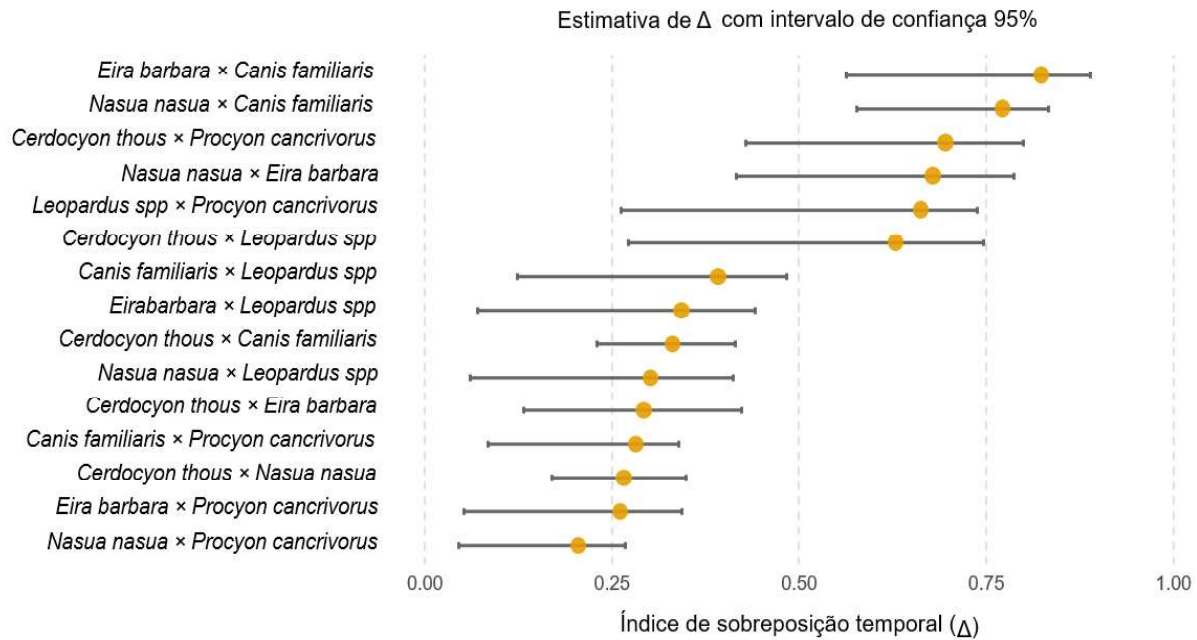


Figura 13. Matriz de sobreposição temporal entre *Canis familiaris* e carnívoros nativos da APA. Coeficientes Δ calculados para todos os pares de espécies com intervalo de confiança 95%, baseados as distribuições de atividade estimadas por densidade *kernel*.

5.5 FATORES AMBIENTAIS E SUA INFLUÊNCIA NA DETECÇÃO E PRESENÇA/AUSÊNCIA

5.5.1 *Nasua nasua* - Quati

5.5.1.1 Modelos de presença/ausência (GLM binomial)

Após o uso da função dredge do pacote MuMin, os modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$ indicaram que apenas duas variáveis explicativas possuem suporte estatístico sobre a probabilidade de ocorrência de *N. nasua*, são elas: distância às áreas urbanizadas (Dist_Urb) e presença de cachorros domésticos (Canis_presence).

O modelo final selecionado foi:

$$\text{pre_aus_nasua} \sim \text{Dist_Urb} + \text{Canis_presence} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

Os coeficientes estimados (Tabela 3) demonstraram efeitos negativos e com suporte estatístico ($p < 0,05$) tanto para distância às áreas urbanizadas ($\beta = -0,3219$;

$p = 0,00188$) quanto para a presença de cachorros domésticos ($\beta = -1,7731$; $p = 0,03502$).

Tabela 3. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de *Nasua nasua*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	Odds Ratio (exp β)	Significância
Intercepto	-2,3005	0,8659	-2,657	0,00788	0,100	**
Dist_Urb	-0,3219	0,1036	-3,108	0,00188	0,725	**
Canis_presence	-1,7731	0,8410	-2,108	0,03502	0,170	*

Códigos de significância:

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Esses resultados demonstram que a probabilidade de ocorrência de *N. nasua* diminuiu à medida que os pontos de amostragem se distanciam de áreas urbanas, com redução acentuada após 5 km, a probabilidade predita tem queda de aproximadamente 0,75 para valores inferiores de 0,25 (Figura 14). A presença de cachorros domésticos demonstrou efeito ainda mais acentuado, reduzindo aproximadamente 82% a probabilidade de ocorrência da espécie nos pontos amostrados (Odd Ratio = 0,170) (Figura 15).

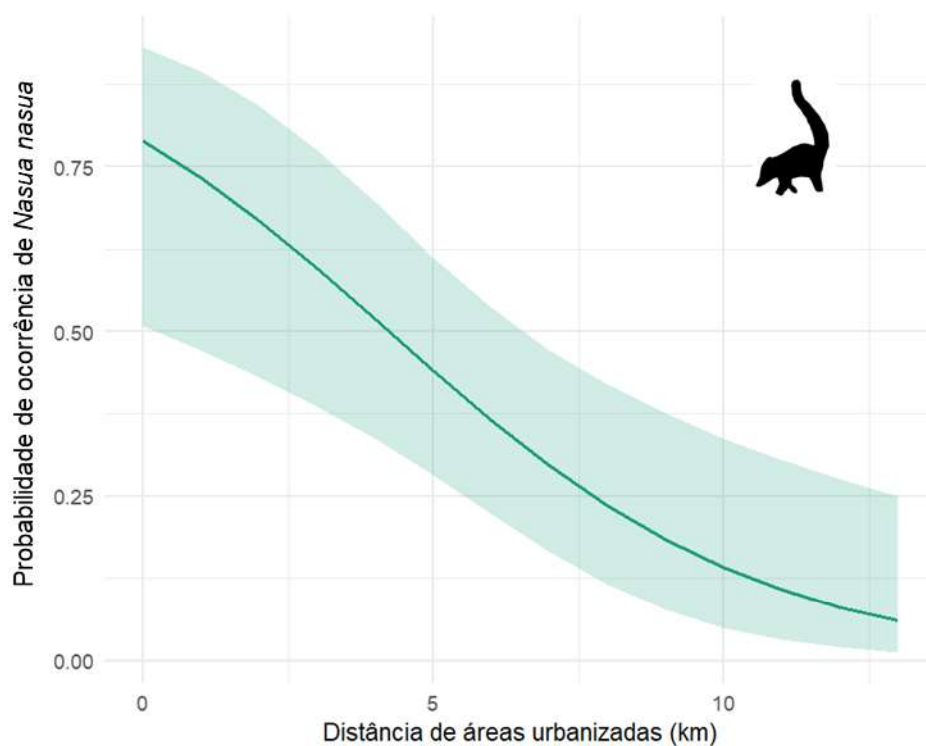


Figura 14. Efeito da distância de áreas urbanizadas sobre a probabilidade de ocorrência de *Nasua nasua* na APA da Bacia do Rio São João.

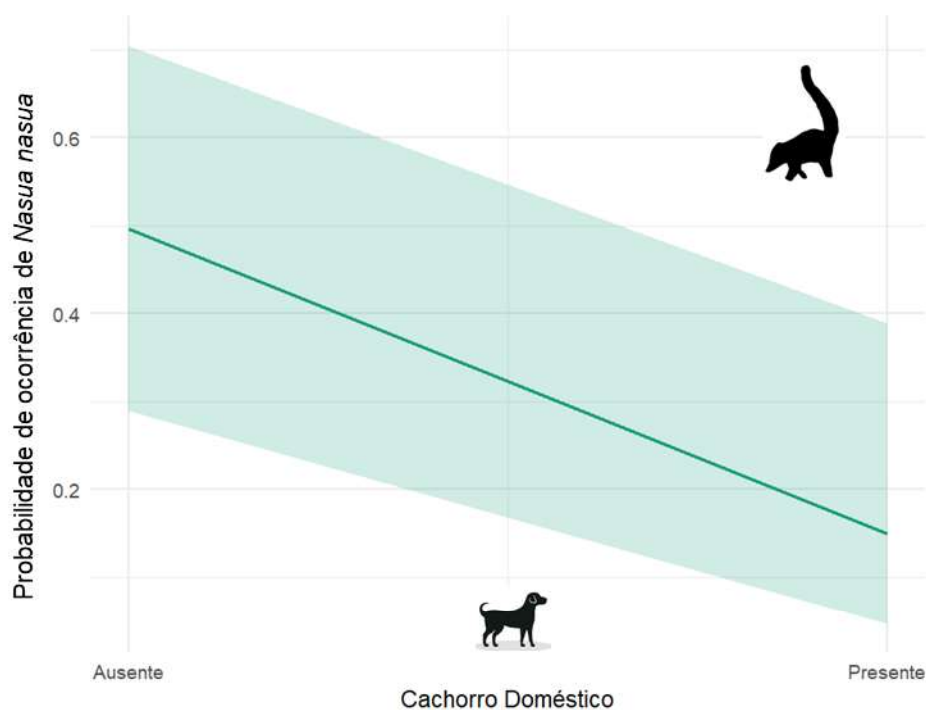


Figura 15. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre a probabilidade de ocorrência de *Nasua nasua* na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Tjur's R²* igual a 0,304, indicando capacidade satisfatória para prever a variação na probabilidade de ocorrência da espécie em questão. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,864$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,770$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.1.2 Modelos de número de detecções (GLM binomial negativa)

Inicialmente foram utilizados modelos com distribuição Poisson, no qual indicou superdispersão, por consequência, foi utilizado um modelo com distribuição binomial negativa. Da mesma maneira que os modelos binomiais para presença/ausência, foi utilizado a função dredge do pacote MuMin para definição dos modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$. Os modelos mais parcimoniosos indicaram as mesmas duas variáveis explicativas que possuem suporte estatístico, são elas: distância às áreas urbanizadas (Dist_Urb) e presença de cachorros domésticos (Canis_presence).

O modelo final selecionado foi:

$$\text{total_events_nasua} \sim \text{Dist_Urb} + \text{Canis_presence} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

Tabela 4.: Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de *Nasua nasua*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	IRR (exp β)	Significância
Intercepto	-3,42466	0,36370	-9,416	< 2e-16	0,033	***
Dist_Urb	-0,17424	0,05325	-3,272	0,00107	0,840	**
Canis_presence	-1,07044	0,46478	-2,303	0,02127	0,343	*

Códigos de significância:

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Os coeficientes estimados demonstraram efeitos negativos e com suporte estatístico ($p < 0,05$) tanto para distância às áreas urbanizadas ($\beta = -0,3219$; $p = 0,00107$) quanto para a presença de cachorros domésticos ($\beta = -1,0704$; $p = 0,02127$). Esses resultados demonstram que o número de detecções de *N. nasua* diminui à medida que os pontos de amostragem se distanciam de áreas urbanas (Figura 16). Assim como para a sua probabilidade de ocorrência, o número de detecções diminui com a presença de cachorros domésticos. Na ausência de cachorros, os pontos demonstraram valores médios mais altos de detecção, aproximadamente 0,9, e com maior variabilidade entre locais. Diferentemente, quando cachorros presentes o número esperado diminui para aproximadamente 0,3 registros, com uma redução de 65% do número esperado de detecção da espécie (IRR = 0,343). (Figura 17).

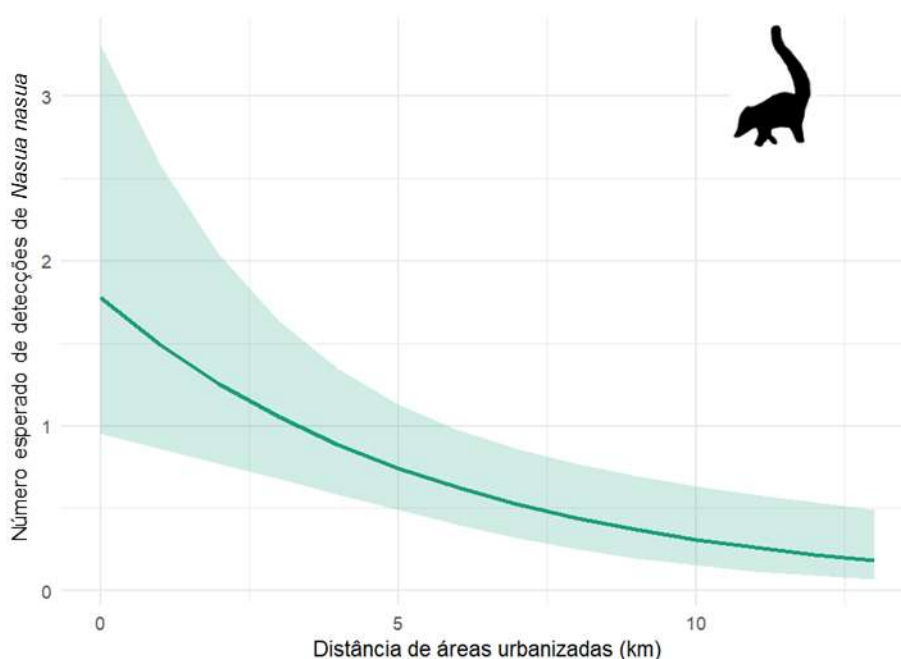


Figura 16. Efeito da distância de áreas urbanizadas sobre o número de detecções de *Nasua nasua* na APA da Bacia do Rio São João.

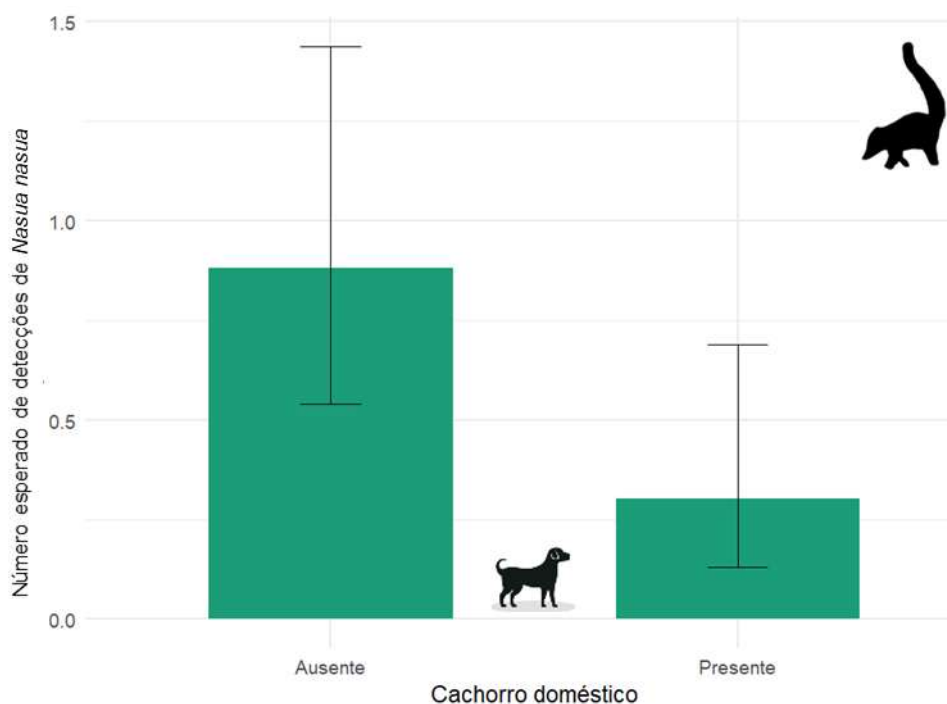


Figura 17. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre o número de detecções de *Nasua nasua* na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Nagelkerke's R*² igual a 0,381, indicando bom ajuste do modelo em comparação ao modelo nulo para explicar a variação no número de detecções da espécie em questão. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,912$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,382$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.2. *Leopardus* spp. – pequenos felinos (*L. wiedii* e *L. pardalis*)

5.5.2.1 Modelos de presença/ausência (GLM binomial)

Após o uso da função *dredge* do pacote *MuMin*, os modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$ indicaram que apenas uma variável explicativa possui suporte estatístico sobre a probabilidade de ocorrência de *Leopardus* spp., a distância às rodovias estaduais (Dist_RodE).

O modelo final selecionado foi:

$$\text{pre_aus_leopardus} \sim \text{Dist_RodE} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

O coeficiente estimado (Tabela 5) indicou um efeito positivo da distância às rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência, com suporte estatístico marginal ($\beta = 0,3924$; $p = 0,0518$).

Tabela 5. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de *Leopardus spp.*

Variável	Estimativa (β)	Erro padrão	z valor	p-valor	Odds Ratio ($\exp \beta$)	Significância
Intercepto	-5,0225	1,4826	-3,388	0,000705	0,0066	***
Dist_RodE	0,3924	0,2017	1,945	0,0518	1,4810	.

Códigos de significância:

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Embora o valor de p esteja ligeiramente acima do limiar convencional de 0,05, ele é suficientemente próximo para indicar evidência estatística de efeito. Além disso, o padrão observado nas curvas de predição é ecologicamente coerente, reforçando a interpretação de que a probabilidade de ocorrência de *Leopardus spp.* aumenta à medida que os pontos de amostragem se distanciam das rodovias estaduais. Observou-se um incremento mais acentuado na probabilidade de ocorrência após aproximadamente 5 km de distância, com valores mais elevados, próximos de 0,40, em pontos mais distantes das rodovias (Figura 18).

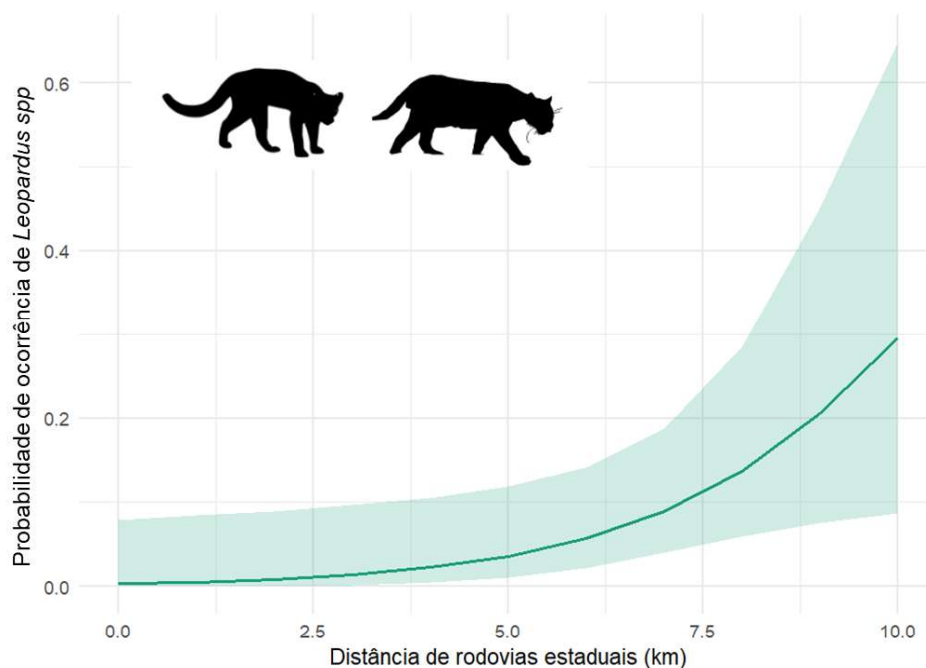


Figura 18. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência de *Leopardus spp.* na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Tjur's R*² igual a 0,056, indica capacidade explicativa baixa para explicar a variação nos padrões de ocorrência da espécie em questão. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,848$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,854$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.2.2 Modelos de número de detecções (GLM binomial negativa)

Inicialmente foram utilizados modelos com distribuição Poisson, no qual indicou superdispersão, por consequência, foi utilizado um modelo com distribuição binomial negativa. Da mesma maneira que os modelos binomiais para presença/ausência, foi utilizado a função dredge do pacote MuMin para definição dos modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$. Os modelos mais parcimoniosos indicaram as mesmas duas variáveis explicativas que possuem suporte estatístico, são elas: distância às rodovias estaduais (Dist_RodE) e presença de cachorros domésticos (Canis_presence).

O modelo final selecionado foi:

$\text{total_events_leopardus} \sim \text{Dist_RodE} + \text{Canis_presence} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$

Os coeficientes estimados demonstraram efeitos negativos e com suporte estatístico ($p < 0,05$) tanto para distância às áreas urbanizadas ($\beta = -0,4287$; $p = 0,0044$) quanto para a presença de cachorros domésticos ($\beta = -1,6529$; $p = 0,074$).

Tabela 6. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de Leopardus spp.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	IRR (exp β)	Significância
Intercepto	-10,2422	1,7415	-5,881	4,07e-09	0,000	***
Dist_RodE	0,4287	0,2129	2,014	0,0440	1,535	*
Canis_presence	1,6529	0,9245	1,788	0,0738	5,220	.

Códigos de significância:

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Esses resultados demonstram que o número de detecções de *Leopardus* spp. aumenta à medida que os pontos de amostragem se distanciam de rodovias estaduais (Figura 19). Embora o valor de p para presença de cachorros domésticos esteja ligeiramente acima do limiar convencional de 0,05, ele é suficientemente próximo para sugerir evidência estatística moderada do efeito ($OR = 5.22$). Esse valor sugere que, nos locais onde cachorros domésticos foram registrados, o modelo prediz até cinco vezes mais detecções esperadas de *Leopardus* spp. Entretanto, dado que a espécie é rara e os valores absolutos de detecções preditos permanecem muito baixos em ambos os cenários, esse padrão pode não estar relacionado ao aumento real de atividade de *Leopardus* spp. na presença de cães. (Figura 20).

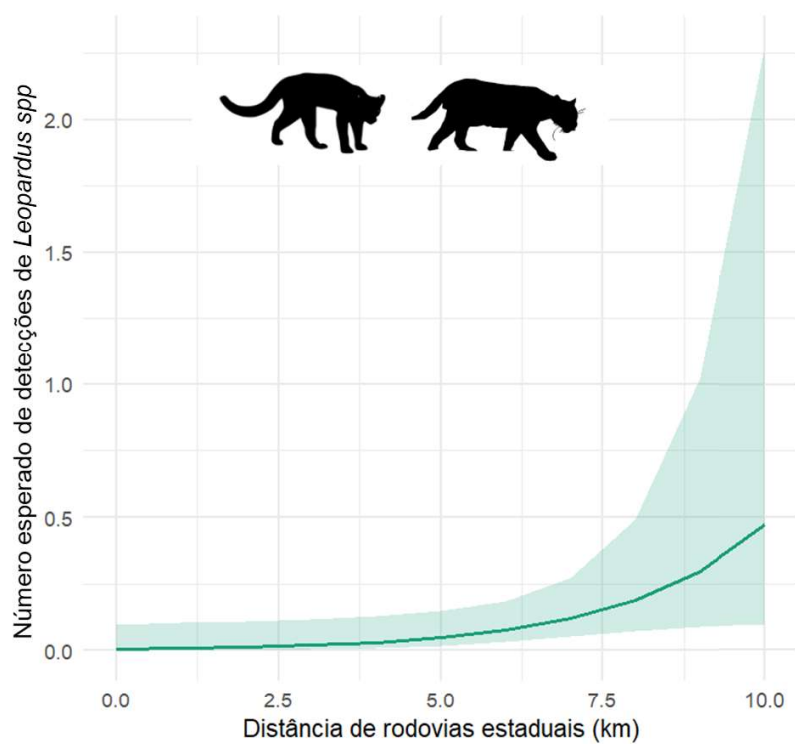


Figura 19. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de *Leopardus spp.* na APA da Bacia do Rio São João

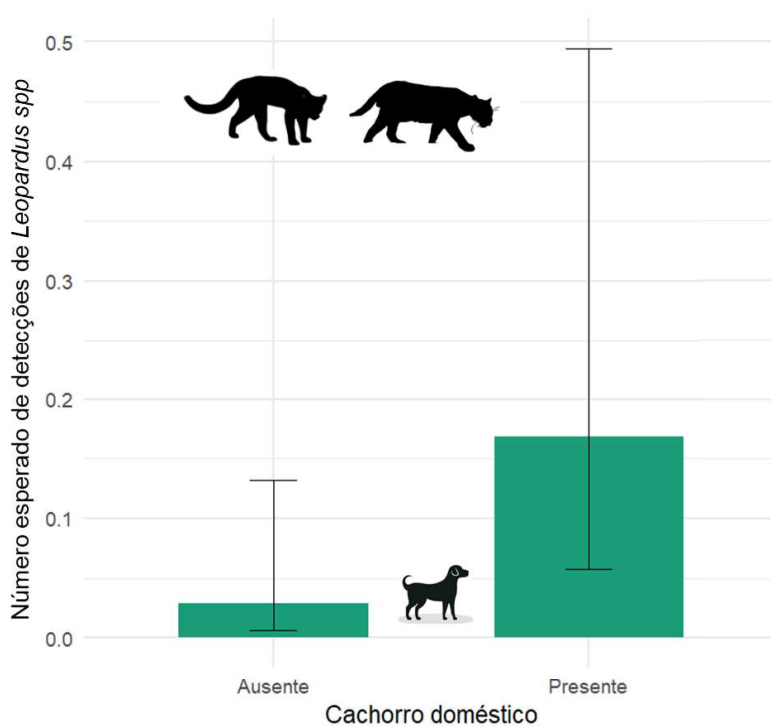


Figura 20. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre o número de detecções de *Leopardus spp.* na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Nagelkerke's R²* igual a 0,170, indica capacidade explicativa limitada, ou seja, o modelo explica apenas uma pequena fração da variação nos padrões de detecção quando comparado ao modelo nulo. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,827$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,6471$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.3. *Eira barbara* - Irara

5.5.3.1 Modelos de presença/ausência (GLM binomial)

Após o uso da função dredge do pacote MuMin, os modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$ indicaram que apenas uma variável explicativa possui suporte estatístico sobre a probabilidade de ocorrência de *Eira barbara*, a distância às rodovias estaduais (Dist_RodE).

O modelo final selecionado foi:

$$\text{pre_aus_eira} \sim \text{Dist_RodE} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

O coeficiente estimado indicou um efeito positivo, com suporte estatístico moderado, para a distância às rodovias estaduais ($\beta = 0,5335$; $p = 0,012$).

Tabela 7. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de *Eira barbara*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	Odds Ratio (exp β)	Significância
Intercepto	-9,0907	1,5080	-6,028	1,66e-09	0,000	***
Dist_RodE	0,5335	0,2140	2,493	0,0127	1,705	*

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Esses resultados demonstram que a probabilidade de ocorrência da espécie aumentou à medida que os pontos de amostragem se distanciam de rodovias estaduais, com aumento acentuado após 7,5 km e valores mais altos próximos de 0,75 em pontos mais distantes (Figura 21).

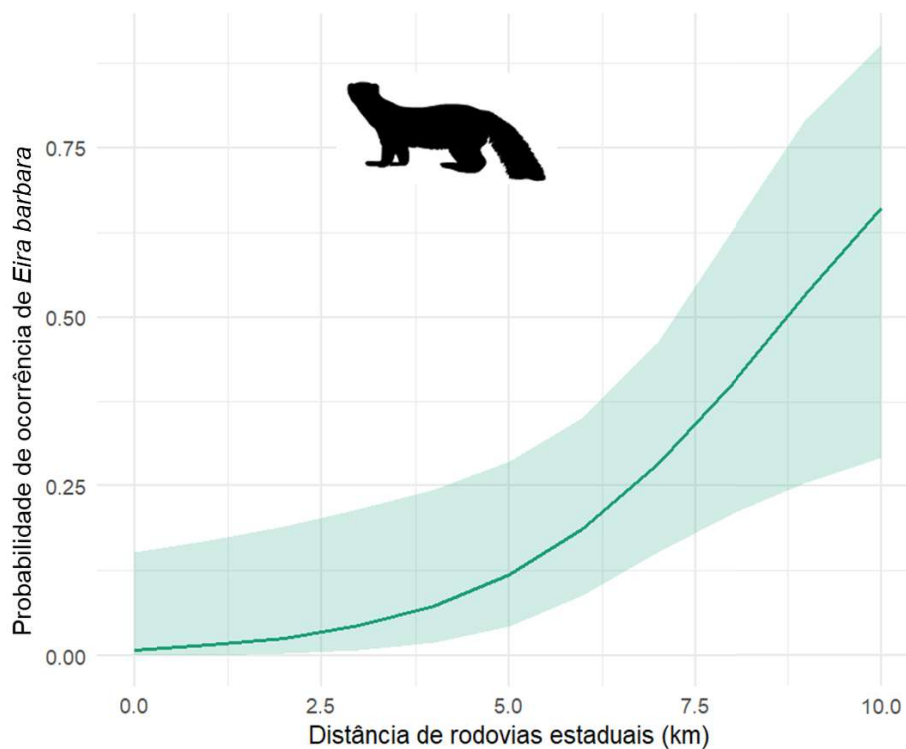


Figura 21. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência de *Eira barbara*. na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Tjur's R*² igual a 0,215, indica capacidade explicativa para explicar a variação nos padrões de ocorrência da espécie em questão. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,976$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,260$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.3.2 Modelos de número de detecções (GLM binomial negativa)

Inicialmente foram utilizados modelos com distribuição Poisson, no qual indicou superdispersão, por consequência, foi utilizado um modelo com distribuição

binomial negativa. Da mesma maneira que os modelos binomiais para presença/ausência, foi utilizado a função dredge do pacote MuMin para definição dos modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$. Os modelos mais parcimoniosos indicaram a mesma variável explicativa que possui suporte estatístico, a distância às rodovias estaduais (Dist_RodE).

O modelo final selecionado foi:

$$\text{total_events_eira} \sim \text{Dist_RodE} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

Os coeficientes estimados indicaram um efeito positivo e estatisticamente significativo da distância às rodovias estaduais ($\beta = 0,4673$; $p = 0,0044$) sobre o número total de detecções de *Eira barbara*.

Tabela 8. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de *Eira barbara*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	IRR (exp β)	Significância
Intercepto	-8,4018	1,2344	-6,806	1e-11	0,000	***
Dist_RodE	0,4673	0,1730	2,700	0,00692	1,596	**

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Esses resultados demonstram que o número de detecções de *Eira barbara* aumenta à medida que os pontos de amostragem se distanciam de rodovias estaduais, esse padrão é visualmente evidente nas curvas de predição, com incrementos acentuados após aproximadamente 4 a 5 km (Figura 22).

O ajuste geral do modelo teve Nagelkerke's R^2 igual a 0,372, indica capacidade explicativa para explicar a variação nos padrões de detecção quando comparado ao modelo nulo. Além disso, as verificações utilizando o pacote DHARMA demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,896$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,260$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

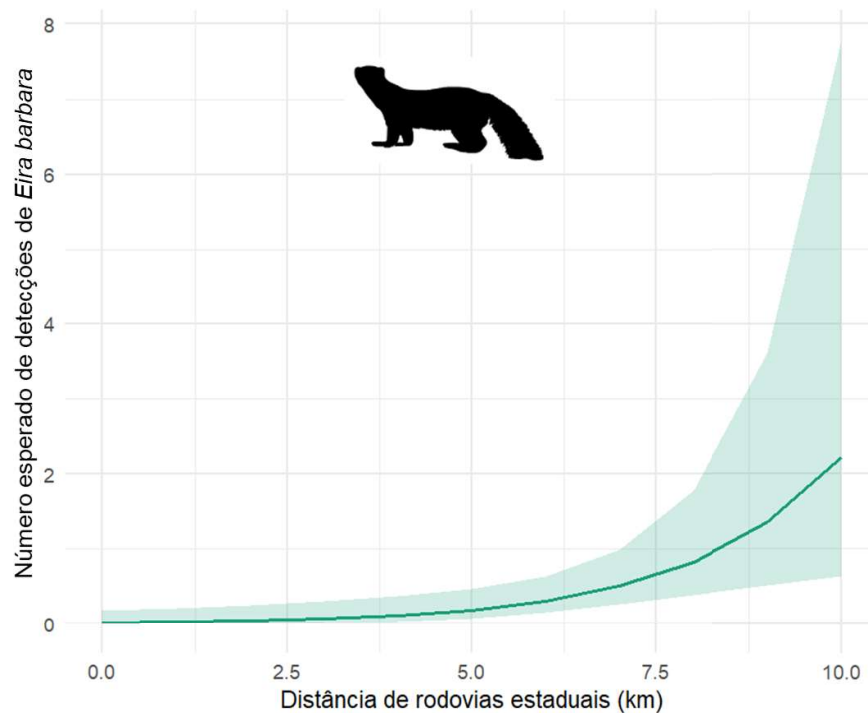


Figura 22. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de *Eira barbara*. na APA da Bacia do Rio São João.

5.5.4. *Cerdocyon thous* - Cachorro-do-mato

5.5.4.1 Modelos de presença/ausência (GLM binomial)

Após o uso da função dredge do pacote MuMin, os modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$ indicaram que cinco variáveis explicativas possuem suporte estatístico sobre a probabilidade de ocorrência de *C. thous*, são elas: distância às rodovias estaduais (Dist_RodE), distância às rodovias não pavimentadas (Dist_RodNP), presença de cachorros domésticos (Canis_presence), cobertura florestal (Forest) e o índice de abundância relativa de potenciais presas (IAR_cerdocyon).

O modelo final selecionado foi:

$$\text{pre_aus_cerdocyon} \sim \text{Dist_RodE} + \text{Dist_RodNP} + \text{Forest} + \text{IAR_cerdocyon} + \text{Canis_presence} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

Os coeficientes estimados (Tabela 9) demonstraram efeitos negativos e positivos com suporte estatístico para todas as variáveis incluídas no modelo global.

Tabela 9. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre a probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	Odds Ratio (exp β)	Significância
Intercepto	-5,37150	2,10817	-2,548	0,01084	0,005	*
Dist_RodE	-0,44777	0,21532	-2,080	0,03757	0,639	*
Dist_RodNP	-5,46181	1,78220	-3,065	0,00218	0,004	**
Canis_presence	-2,66075	1,15918	-2,295	0,02171	0,070	*
Forest	0,06880	0,03556	1,935	0,05302	1,071	.
IAR_cerdocyon	3,68713	1,45725	2,530	0,01140	39,976	*

*** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; . p < 0,1

A distância às rodovias estaduais apresentou efeito negativo ($\beta = -0,4478$; p = 0,037), indicando que a probabilidade de ocorrência da espécie aumenta em pontos mais próximos dessas rodovias (Figura 23).

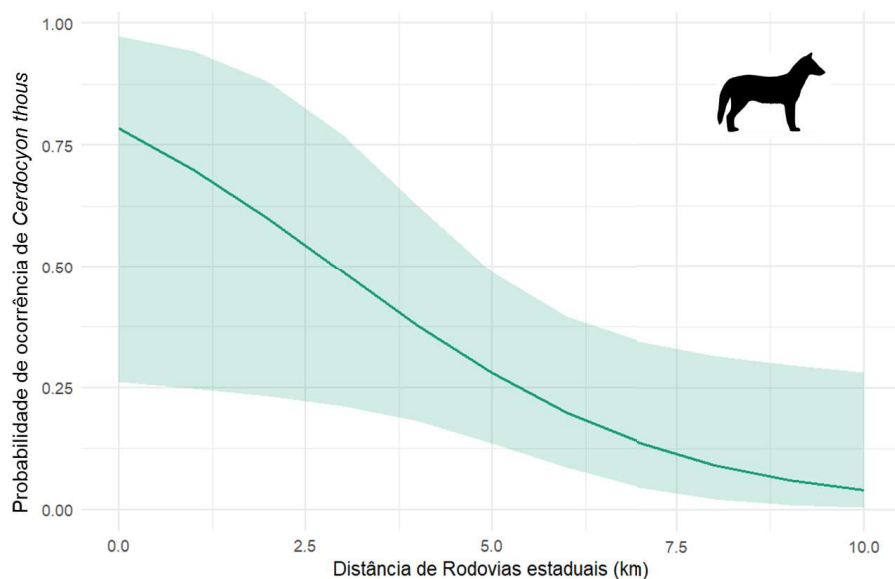


Figura 23. Efeito da distância a rodovias estaduais sobre a probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

O efeito das rodovias não pavimentadas foi ainda mais acentuado ($\beta = -5,462$ e $p = 0,002$), sugerindo que uma probabilidade de ocorrência alta quando próximo a estradas não pavimentadas (Figura 24). A presença de cachorros domésticos também apresentou suporte estatístico sobre a probabilidade de ocorrência da espécie ($\beta = -2,661$; $p = 0,022$), reduzindo a chance de detecção da espécie, equivalente a uma redução de aproximadamente 93% na probabilidade de ocorrência em locais onde cachorros domésticos foram detectados ($OR = 0,069$) (Figura 24).

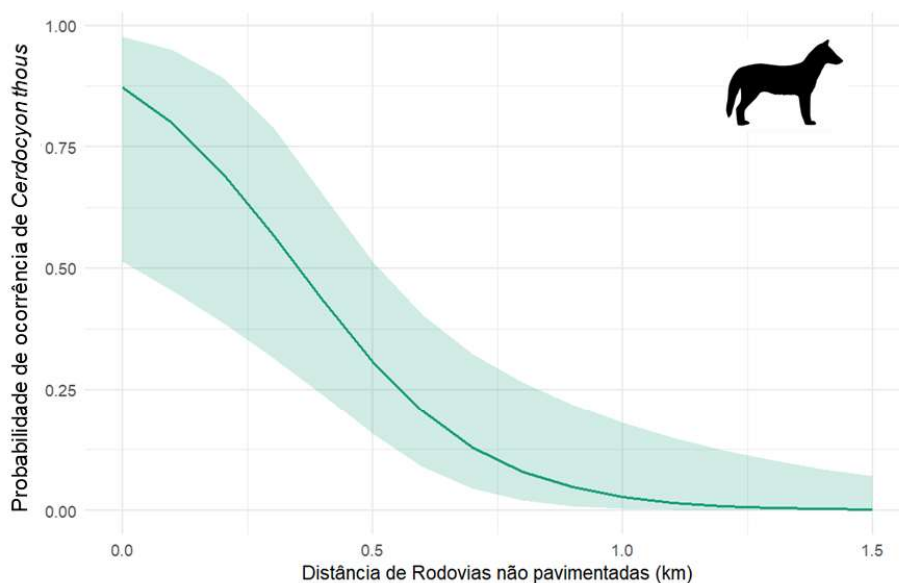


Figura 24. Efeito da distância a estradas não pavimentadas sobre a probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

Os coeficientes estimados indicaram um efeito negativo e estatisticamente significativo da presença de cachorros domésticos sobre a probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous* ($\beta = -2,6608$; $p = 0,022$). Esse resultado demonstra que a probabilidade de ocorrência da espécie é maior em pontos onde cachorros domésticos estão ausentes, diminuindo de forma acentuada nos locais onde esses animais estão presentes. Esse padrão é visualmente evidente na curva de predição, que mostra uma redução clara na probabilidade estimada de ocorrência de *C. thous* associada à presença de cachorros domésticos, sugerindo um possível efeito de exclusão, distúrbio ou evitação espacial por parte da espécie (Figura 25).

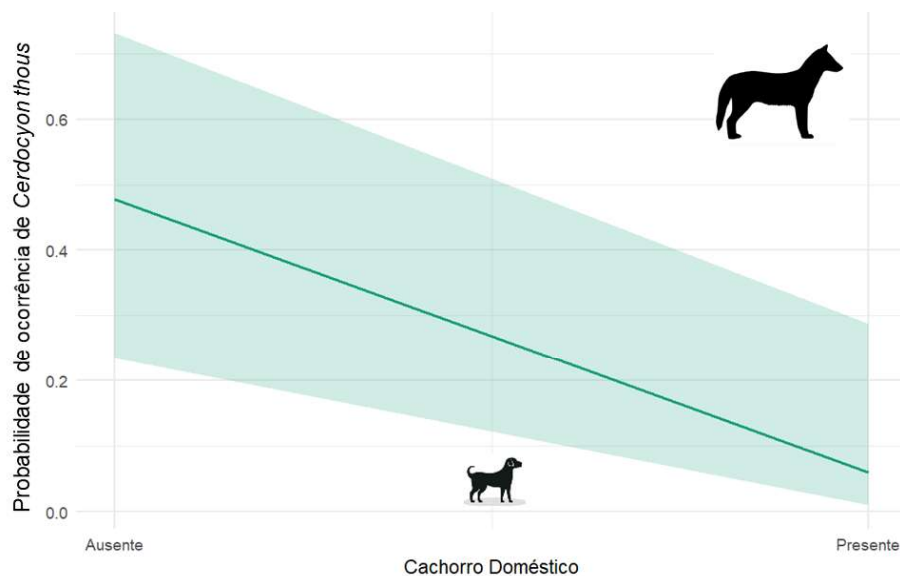


Figura 25. Efeito da presença de cachorros domésticos sobre a probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

A cobertura florestal apresentou efeito positivo, com suporte estatístico marginal ($\beta = 0,0688$; $p = 0,053$), a probabilidade de ocorrência aumenta significativamente após com o aumento da porcentagem de cobertura florestal a partir de 60% (Figura 26).

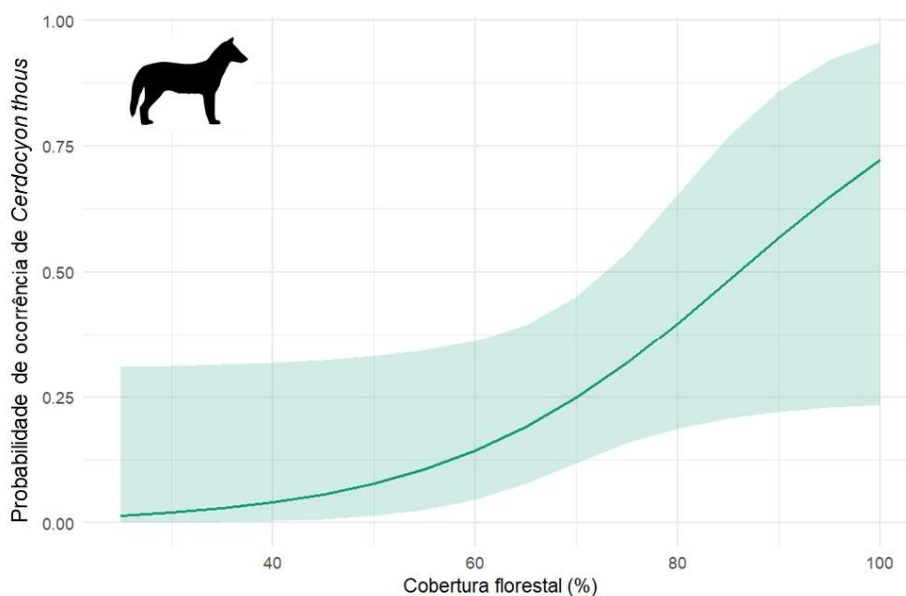


Figura 26. Efeito da cobertura florestal e probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

O Índice de Abundância Relativo de potenciais presas também demonstrou efeito positivo e com suporte estatístico ($\beta = 3,6871$; $p = 0,011$), indicando que áreas com maior disponibilidade de presas apresentariam maior probabilidade de ocorrência de *C. thous* (Figura 27).

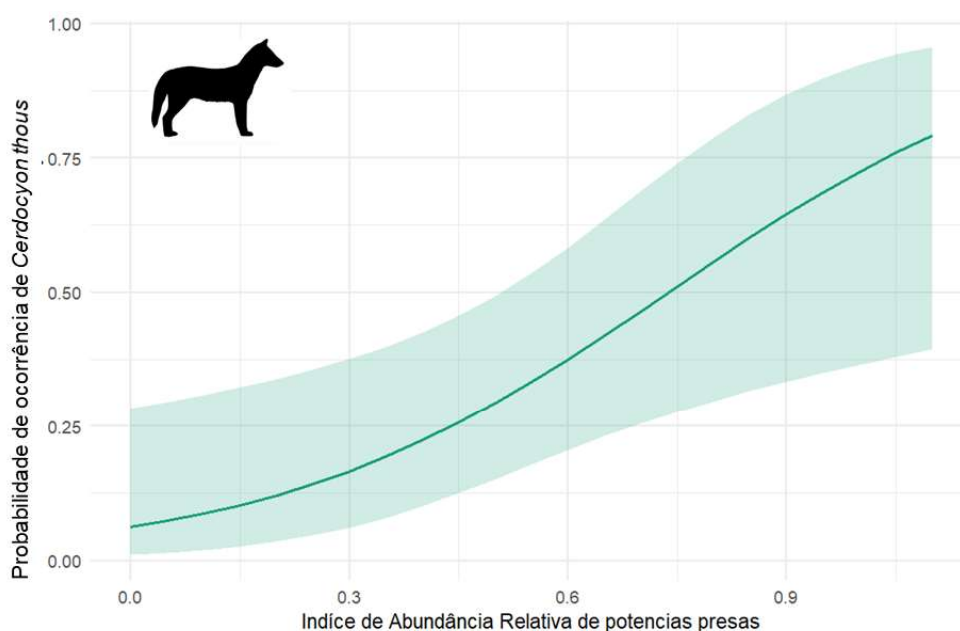


Figura 27. Efeito da abundância relativa de potenciais presas (IAR) sobre a probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Tjur's R*² igual a 0,468, indicando capacidade satisfatória para explicar a variação nos padrões de ocorrência da espécie em questão. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,784$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,096$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.4.2 Modelos de número de detecções (GLM binomial negativa)

Inicialmente foram utilizados modelos com distribuição Poisson, no qual indicou superdispersão, por consequência, foi utilizado um modelo com distribuição binomial negativa. Da mesma maneira que os modelos binomiais para presença/ausência, foi utilizado a função *dredge* do pacote *MuMin* para definição

dos modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$. Os modelos mais parcimoniosos indicaram as mesmas variáveis explicativas que possuem suporte estatístico na presença/ausência, são elas: distância às rodovias estaduais (Dist_RodE), distância às rodovias não pavimentadas (Dist_RodNP), presença de cachorros domésticos (Canis_presence), cobertura florestal (Forest) e o índice de abundância relativa de potenciais presas (IAR_cerdocyon) e distância à corpos hídricos (Dist_Agua). No entanto, os modelos que consideravam Canis_presence e Dist_Agua não convergiram, então foram descartados.

O modelo final selecionado foi:

$$\text{total_events_cerdocyon} \sim \text{Dist_RodE} + \text{Dist_RodNP} + \text{Forest} + \text{IAR_cerdocyon} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

Tabela 10. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de *Cerdocyon thous*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	IRR (exp β)	Significância
Intercepto	-5,68858	1,67122	-3,404	0,000664	0,003	***
Dist_RodE	-0,49478	0,15958	-3,101	0,001932	0,610	**
Dist_RodNP	-3,97849	1,12023	-3,551	0,000383	0,019	***
Forest	0,06694	0,02634	2,541	0,011047	1,069	*
IAR_cerdocyon	2,93547	1,07108	2,741	0,006132	18,829	**

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Os coeficientes estimados indicaram um efeito negativo e estatisticamente significativo da distância às rodovias estaduais ($\beta = -0,4948$; $p < 0,001$) sobre o número total de detecções de *Cerdocyon thous*. Esses resultados demonstram que o número de detecções de *Cerdocyon thous* diminui à medida que os pontos de amostragem se distanciam de rodovias estaduais, esse padrão é visualmente evidente nas curvas de predição (Figura 28).

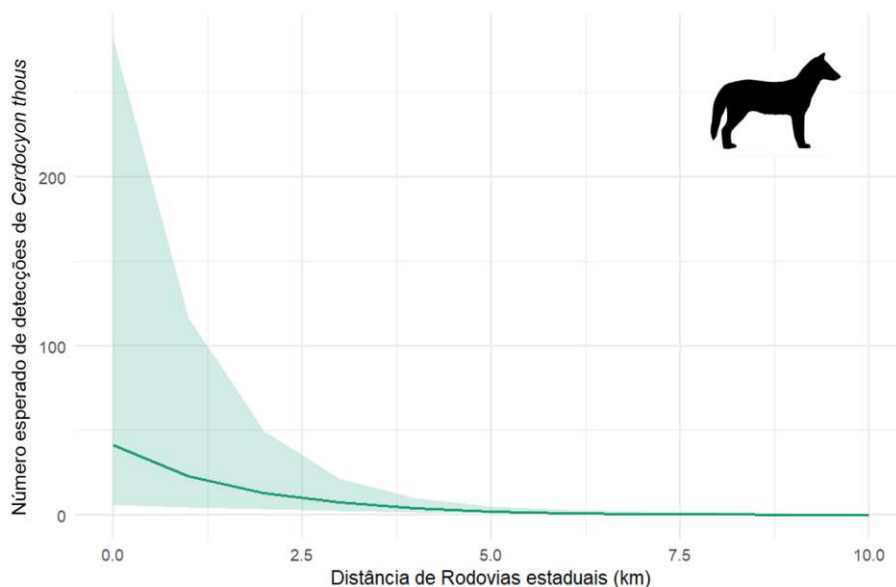


Figura 28. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

A distância às rodovias não pavimentadas apresentou um efeito negativo e estatisticamente significativo sobre o número esperado de detecções de *Cerdocyon thous* ($\beta = -3,9785$; $p < 0,001$). Esse resultado indica que o número de detecções é maior em pontos mais próximos a esse tipo de infraestrutura, diminuindo rapidamente à medida que a distância aumenta. Esse padrão é claramente observado na curva de predição, que evidencia valores elevados de detecção em distâncias curtas, seguidos por uma queda abrupta conforme os pontos de amostragem se afastam das rodovias não pavimentadas (Figura 29).

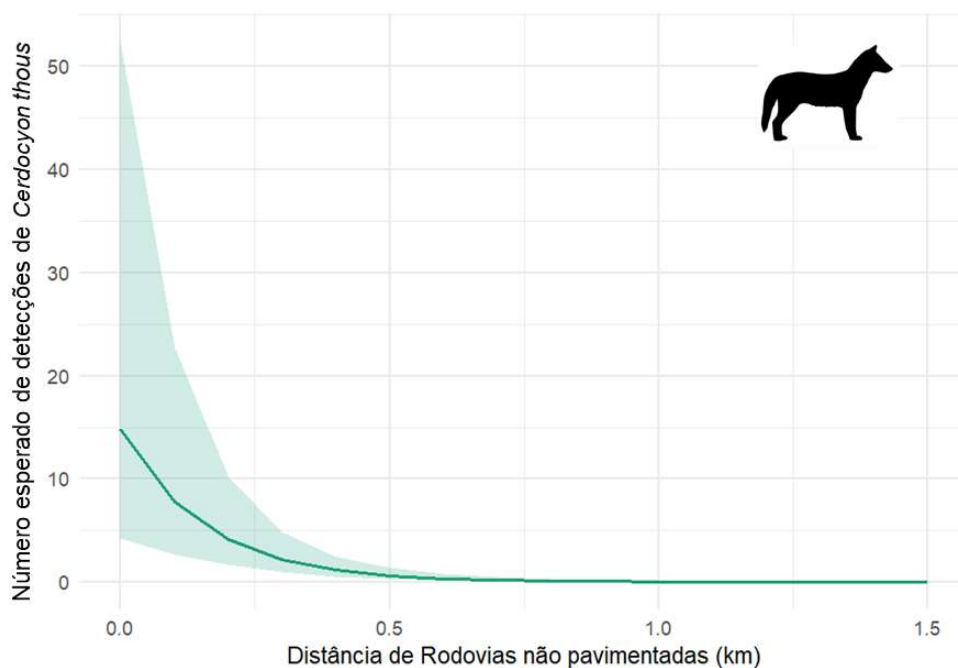


Figura 29. Efeito da distância de rodovias não pavimentadas sobre o número de detecções de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

Os coeficientes estimados indicaram um efeito positivo e estatisticamente significativo da cobertura florestal ($\beta = 0,0669$; $p = 0,011$) sobre o número esperado de detecções de *Cerdocyon thous*. Esse resultado demonstra que o número de detecções da espécie aumenta à medida que a proporção de cobertura florestal no entorno dos pontos de amostragem é maior. Esse padrão é visualmente evidente na curva de predição, que apresenta um crescimento progressivo no número esperado de registros, especialmente em valores elevados de cobertura florestal (Figura 30).

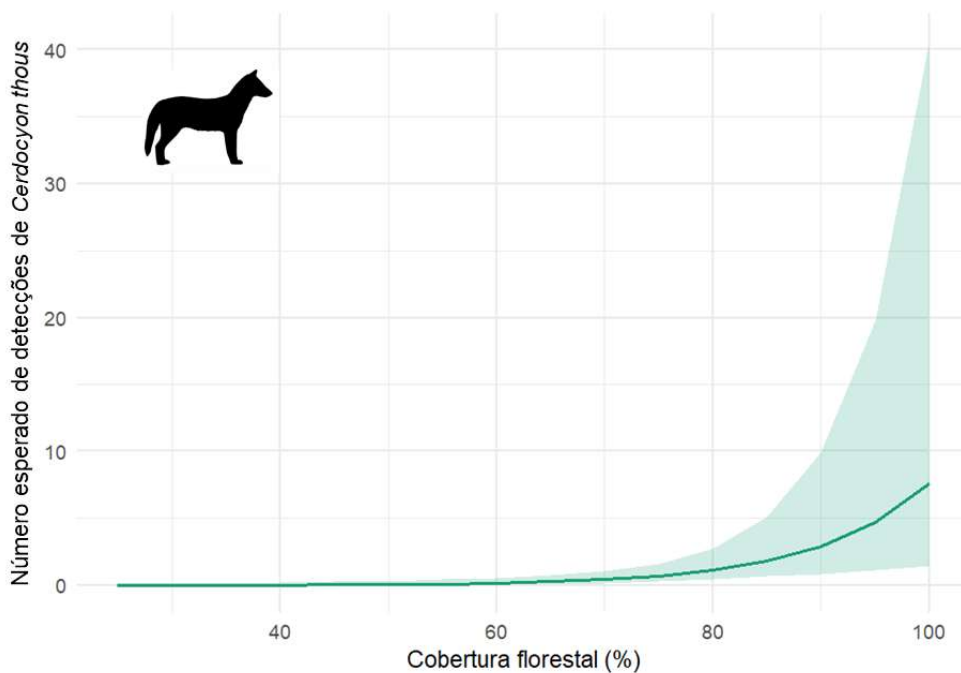


Figura 30. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

O Índice de Abundância Relativa de potenciais presas apresentou um efeito positivo e estatisticamente significativo sobre o número esperado de detecções de *Cerdocyon thous* ($\beta = 2,9355$; $p = 0,006$). Esses resultados indicam que áreas com maior disponibilidade relativa de presas estão associadas a um aumento no número de registros da espécie. Visualmente, observa-se um incremento acentuado no número esperado de detecções à medida que o IAR se aproxima dos valores mais elevados, indicando uma resposta positiva do canídeo à maior oferta de recursos alimentares (Figura 31).

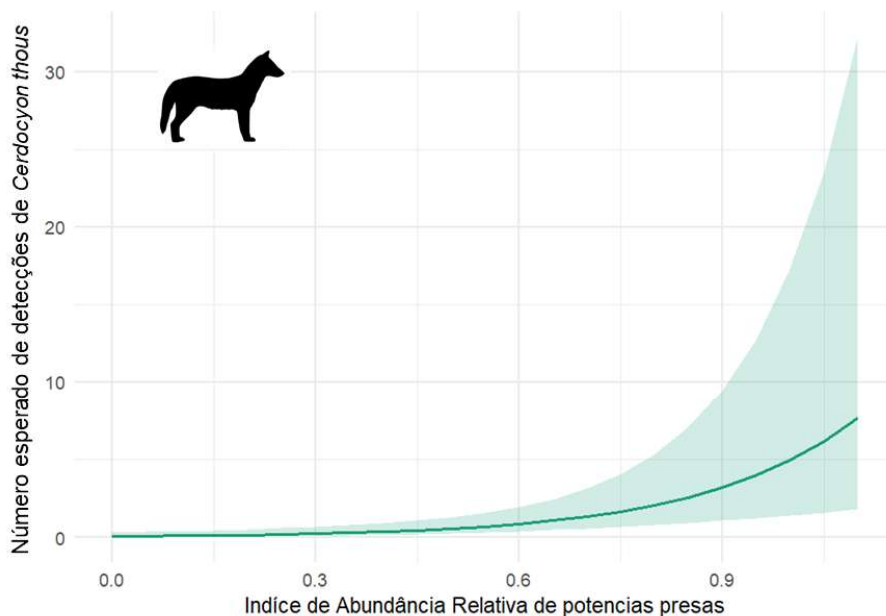


Figura 31. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de *Cerdocyon thous* na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Nagelkerke's R*² igual a 0,717, indica capacidade explicativa satisfatória, para explicar a variação nos padrões de detecção da espécie em questão. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,824$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,275$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

5.5.5. *Canis familiaris* - Cachorro doméstico

5.5.5.1 Modelos de número de detecções (GLM binomial negativa)

Inicialmente foram utilizados modelos com distribuição Poisson, no qual indicou superdispersão, por consequência, foi utilizado um modelo com distribuição binomial negativa. Da mesma maneira que os modelos binomiais para presença/ausência, foi utilizado a função dredge do pacote MuMin para definição dos modelos mais parcimoniosos e com $\Delta AICc \leq 2$. Os modelos mais parcimoniosos indicaram que duas variáveis explicativas apresentaram suporte estatístico: a distância a rodovias estaduais (Dist_RodE) e o Índice de Abundância Relativa de potenciais presas (IAR_canis). Considerou-se como potenciais presas de cachorro

domésticos, aquelas espécies para as quais já foram registrados ataques ou afugentamentos.

O modelo final selecionado foi:

$$\text{total_events_canis} \sim \text{Dist_RodE} + \text{IAR_canis} + \text{offset}(\log(\text{effort}))$$

Tabela 11. Estimativas dos parâmetros do modelo de regressão logística ajustado para avaliar o efeito da variável explicativa sobre o número de detecções de *Canis familiaris*.

Variável	Estimativa	Erro padrão	z valor	p-valor	Odds Ratio (exp β)	Significância
Intercepto	-3,7567	0,7378	-5,092	3,55e-07	0,023	***
Dist_RodE	-0,2492	0,1130	-2,205	0,0275	0,779	*
IAR_canis	1,6365	0,7317	2,237	0,0253	5,137	*

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$

Os coeficientes estimados demonstraram efeito negativo e positivo com suporte estatístico ($p < 0,05$) tanto para distância às áreas urbanizadas ($\beta = -0,249$; $p = 0,028$) quanto para a Índice de Abundância Relativa de potenciais presas ($\beta = 1,636$; $p = 0,025$). Esses resultados demonstram que o número de detecções de *C. familiaris* diminui à medida que os pontos de amostragem se distanciam de rodovias estaduais, diminuindo de forma gradual até os 10 km (Figura 33).

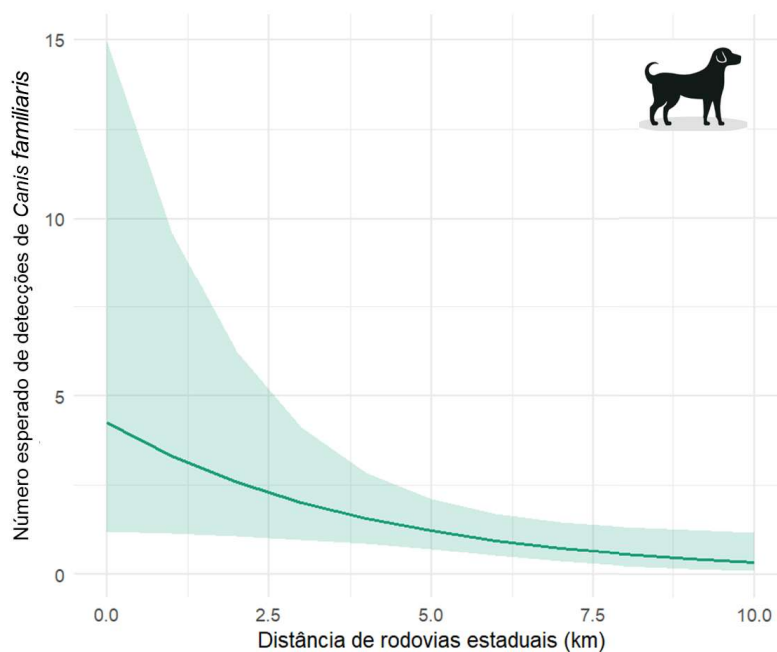


Figura 32. Efeito da distância de rodovias estaduais sobre o número de detecções de *Canis familiaris*. na APA da Bacia do Rio São João.

Além disso, o número de detecções aumenta à medida que o IAR de potenciais presas aumenta. Esse padrão é evidenciado pela curva, o incremento torna-se mais acentuado em valores intermediários a altos com o aumento de número de detecções (Figura 34).

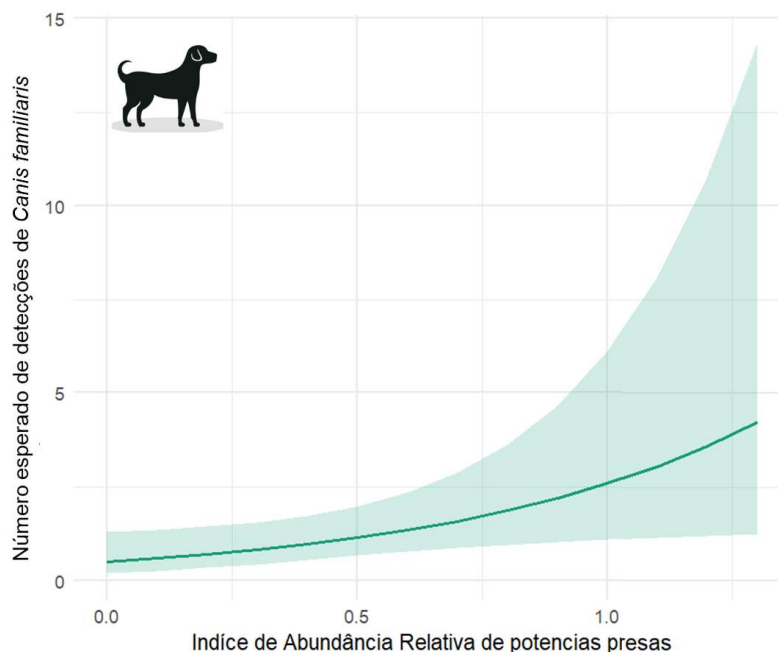


Figura 33. Efeito do Índice de Abundância Relativa de potenciais presas sobre o número de detecções de *Canis familiaris*. na APA da Bacia do Rio São João.

O ajuste geral do modelo teve *Nagelkerke's R²* igual a 0,261, indica capacidade explicativa, mostrando que o modelo apresenta desempenho superior ao modelo nulo. Além disso, as verificações utilizando o pacote *DHARMA* demonstram ausência de sobredispersão e superdispersão ($p = 0,984$) e ausência de autocorrelação espacial dos resíduos ($p = 0,078$), sugerindo que a estrutura do modelo é adequada e não viola pressupostos estatísticos.

6. DISCUSSÃO

6.1 ESTRUTURA DA GUILDA DE CARNÍVOROS: DIVERSIDADE, COMPOSIÇÃO E DIFERENÇAS ENTRE SUBÁREAS

A guilda de carnívoros registrada na APA da Bacia do Rio São João demonstra composição relativamente rica e representativa da mastofauna carnívora local, com dez espécies identificadas, incluindo uma espécie doméstica. A presença dessa espécie doméstica têm sido cada vez mais comum em remanescentes de Mata Atlântica (SRBEK-ARAUJO & CHIARELLO, 2003; PASCHOAL et al. 2012; LESSA et al. 2016; SILVA et al., 2018; PASCHOAL et al. 2018). De acordo a

revisões taxonômicas e inventários regionais e locais (ROCHA et al., 2003; MODESTO et al., 2008; TRAVASSOS et al., 2018; ARAÚJO et al., 2020; ELVAS et al., 2023; MAYER et al., 2023; SBMZ, 2024), há 15 espécies da ordem *Carnivora*, historicamente registradas no estado do Rio de Janeiro (RJ).

Nas propriedades privadas estudadas foram encontradas nove espécies, ou seja, 60% das espécies dessa ordem foram registradas na APA da Bacia do Rio São João. Apesar de não representar a totalidade das espécies de carnívoros conhecidas para o estado do RJ, a ocorrência de mais da metade dessas espécies em um contexto de área antropizada reforça a importância dessas áreas para deslocamento e permanências dessas espécies de médio e grande porte.

Além disso, a presença de espécies associadas a diferentes exigências ecológicas, como as oportunistas e menos sensíveis a antropização, como *Cerdocyon thous* (JUAREZ & MARINHO-FILHO, 2002; LEMOS et al., 2011; SILVA et al., 2020; SANTOS et al., 2024) e *Nasua nasua* (GOMPPER & DECKER, 1998; TROVATI et al., 2010; AMBROSIO, 2017; MILLEO & MAGNONI, 2024; PHILIPPI et al., 2025) até espécies mais sensíveis a antropização, como *Leopardus wiedii* e *Leopardus pardalis* (CASSANO et al., 2014; CUYCKENS et al., 2014; CEIA-HASSE et al., 2017; WANG et al. 2019; HORN et al., 2020; BLACKBURN et al., 2022) corroboram para a importância de área multiuso para conservação da biodiversidade.

Apesar de o presente estudo ter registrado 9 das 15 espécies de carnívoros esperadas para a Mata Atlântica, a cobertura amostral pode ser considerada satisfatória. As espécies não registradas são: lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*); jupará (*Potos flavus*), onça-pintada (*Panthera onca*), cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), Lontra-neotropical (*Lontra longicaudis*) e gato-do-mato-do-sul (*Leopardus guttulus*). A ausência das seis espécies não registradas está mais associada a particularidades ecológicas, comportamentais, distribuição e estado de conservação dessas espécies, bem como às características do desenho amostral, do que propriamente a uma limitação do esforço de amostragem. O lobo-guará é uma espécie que ocorre em habitats abertos, majoritariamente no Cerrado e em ecótonos entre a Mata Atlântica e Cerrado, mas com a degradação de áreas florestais a áreas de pastagens, torna-se cada vez mais comum os registros do mesmo na Mata Atlântica (MARQUES & FABÍAN, 2013). Entre os anos de 2013 e 2015, foram registrados indivíduos de lobo-guará em 48 localidades ao longo de

todo o estado do Rio de Janeiro, incluindo a APA da Bacia do Rio São João em 2013 (BARETA et al., 2017).

O jupará é um mamífero arborícola e noturno, com forte associação ao dossel florestal, utilizando-o para abrigo, forrageamento e deslocamento (SAMPAIO et al., 2013; GALVIS et al., 2024), o que reduz substancialmente sua detectabilidade por amostragem utilizando armadilhamento fotográfico posicionado ao nível do solo, mesmo em áreas onde sua ocorrência é esperada. No Brasil, a espécie é classificada como Pouco Preocupante, o que indica ampla distribuição e abundantes (ICMBIO, 2024). A onça pintada é a maior espécie de felino das Américas, na qual requer extensas áreas de vida, com *home ranges* que podem ultrapassar centenas de km² (SOLLMAN et al., 2008; RABINOWITZ & ZELLER, 2010). Na Mata Atlântica, a espécie sofreu drásticas reduções populacionais, devido à fragmentação florestal e a perda de habitat (ANGELO et al., 2013; BEISEIGEL et al., 2013), considerada como Criticamente Ameaçada no bioma de acordo ao Plano Nacional para Conservação (PAN) da espécie, publicado em 2013. No estado do Rio de Janeiro, os registros são raros e restritos a grandes remanescentes florestais contínuos (ICMBIO, 2013), o que torna sua detecção improvável em paisagens fragmentadas e sob forte influência antrópica.

O cachorro-vinagre é considerado um dos canídeos mais raros da América do Sul (OLIVEIRA et al., 2016), apresentando baixa densidade populacional, comportamento críptico e distribuição esparsa (DEMATTEO & LOISELLE, 2008; AZEVEDO et al., 2025). Mesmo em áreas com adequabilidade ambiental alto para essa espécie, como áreas bem preservadas (LIMA et al., 2012), registros por meio de armadilhas fotográficas costumam não serem frequentes, exigindo longos períodos de monitoramento para confirmação da presença dessa espécie, como o primeiro registro feito em um Parque Estadual de de 36 mil hectares, durante o monitoramento com aproximadamente de 8 mil *camera trap days* (AZEVEDO et al., 2025).

A lontra-neotropical, embora amplamente distribuída e abundante na Mata Atlântica, ocorrendo em áreas preservadas e com algum grau de perturbação (COLETTI et al., 2013; ALMEIDA et al., 2013), possui forte dependência a ambientes aquáticos, como rios, riachos e lagos, que fornecem alimento, abrigo e áreas de reprodução (PARDINI, 2006; RHEINGANTZ et al., 2016). Como os pontos amostrais deste estudo não foram direcionados a corpos hídricos ou margens, a não

detecção desta espécie é condizente às suas exigências ecológicas. Por fim, o gato-do-mato-do-sul é um felino de pequeno porte, associado a ambientes florestais densos e bem preservados da Mata Atlântica (SARTOR, 2024), apresentando hábitos noturnos e baixa detectabilidade (CRUZ et al., 2018; LINCK et al., 2021). Além disso, a espécie pode apresentar sobreposição espacial e temporal com outros felinos como os registrados neste estudo (*Leopardus wiedii* e *Leopardus pardalis*), podendo influenciar seu uso do espaço e reduzir ainda mais a detectabilidade (KASPER et al., 2016). Assim, mesmo estando presente na região, como reportado na UC de Proteção Integral que faz fronteira com a APA da Bacia do Rio São João, durante o monitoramento de longa duração (MAYER et al., 2024), sua ausência nos registros pode estar relacionada ao seu comportamento, baixa densidade local e limitações da amostragem.

Em conjunto, esses fatores reforçam que o não registro dessas espécies não indica a ausência na APA, mas reflete a interação das limitações inerentes à amostragem adotada no estudo e características ecológicas específicas das espécies. Ao mesmo tempo, os altos valores de cobertura amostral ($\geq 94\%$), aliados à riqueza registrada em cada subárea e ao número de registros independentes, indicam sucesso amostral para a guilda de carnívoros. Esses resultados sugerem que o esforço empregado foi suficiente para caracterizar a maioria das espécies presentes, reforçando a eficiência do método de armadilhas fotográficas para médios e grandes carnívoros (PORFIRIO et al., 2018).

A diversidade, avaliada por meio dos *Hill Numbers*, evidencia que a Subárea Florestal, inserida em um grande fragmento contínuo de floresta, abriga maior diversidade efetiva de carnívoros, com maior riqueza e equitabilidade. A presença de uma extensa área florestal, distante de centros urbanos e distância considerável das rodovias estaduais e federais configuram condições que promovem habitats mais íntegros, menores níveis de distúrbio antrópico e maior disponibilidade de micro-habitats. Esses fatores são amplamente reconhecidos como determinantes para a manutenção da diversidade de mamíferos, incluindo carnívoros (CHIARELLO, 1999; MASSARA et al., 2018; BIANCHI et al., 2021).

A Subárea Fragmentos apresentou valores intermediários de diversidade, reflexo de sua paisagem composta por fragmentos de tamanhos variados e conectados, além da proximidade de rodovias. A heterogeneidade moderada desse mosaico favorece algumas espécies generalistas e mesocarnívoros flexíveis, ao

mesmo tempo em que mantém conectividade mínima para espécies mais sensíveis à antropização (CROOKS, 2002; FAHRIG et al. 2011).

A Subárea Isolada, por outro lado, apesar de ser um fragmento grande, encontra-se isolada de outros fragmentos e próxima a áreas urbanas e rodovias, resultando nos menores valores de riqueza e diversidade. Quando há isolamento extremo, como na Subárea Isolada, a fauna tende a sofrer efeitos de borda (WOODROFFE & GINSBERG, 1998), perda de conectividade funcional (CROOKS et al., 2011), maior mortalidade em estradas (CEIA-HASSE et al., 2017) e interferência humana direta (WOODROFFE, 2000), todos esses fatores reduzem a persistência de carnívoros, especialmente espécies de maior porte (CROOKS, 2002; FAHRIG, 2003; ORDEÑANA et al., 2010; CROOKS et al., 2011).

A análise de dissimilaridade reforça essa segregação observada na análise de diversidade. A Subárea Florestal apresentou maior dissimilaridade em relação às demais, tanto em presença/ausência quanto em abundância, indicando que a guilda presente nesse fragmento contínuo tem composição distinta daquela encontrada nas áreas mais antropizadas como Subárea Isolada e Fragmentos. Esse padrão é demonstrado em estudos em que fragmentos grandes e conectados abriga grupo de espécies especialistas e generalistas, enquanto áreas fragmentadas e próximas às áreas urbanas são dominadas por espécies generalistas e tolerantes ao distúrbio (CROOKS et al., 2011; SÉVÊQUE et al., 2020).

A Subárea Isolada e a Subárea Fragmentos apresentaram maior similaridade relativa, refletindo possivelmente as semelhanças em relação a proximidade com rodovias e matrizes rurais e periurbanas, que tendem a favorecer mesocarnívoros oportunistas, como cachorro-do-mato e quati que utilizam ambientes mais perturbados (MAGIOLI et al., 2019).

6.3 PADRÕES DE ATIVIDADE E SOBREPOSIÇÃO TEMPORAL

Em guildas de carnívoros simpátricos, a segregação temporal constitui um dos mecanismos ecológicos que permite a coexistência, reduzindo a competição interespecífica e o risco de encontros agonísticos ou de predação (KARANTH et al., 2017; HERN et al., 2018; VIVIANO et al., 2021). Diferenças nos picos de atividade diária refletem adaptações associadas à exploração distinta de presas, habitats e também, estratégias para evitar competidores e predadores (KARANTH et al., 2017;

SEARLE et al., 2021). Neste estudo, essa dinâmica é evidenciada pela ampla variação nos coeficientes de sobreposição temporal entre pares de espécies simpátricas, desde valores mais baixos entre quati e mão-pelada, até valores mais elevados como iraras e cachorros domésticos. Em ambientes com menor grau de perturbação, onde os padrões de partilha temporal contribuem para estabilidade das guildas de carnívoros, reduzindo a competição interespecífica por recursos limitantes, como presas, e promovendo maior estabilidade das guildas de carnívoros (HEARN et al., 2018; VIVIANO et al., 2021). Entretanto, a elevada sobreposição temporal envolvendo a espécie de cachorro doméstico e outros carnívoros, sugere a hipótese de que a antropização promove um cenário de compressão temporal, podendo limitar a eficácia dos mecanismos naturais de coexistência e aumentar o potencial de interações negativas entre as espécies silvestres e doméstica (VANAK & GOMPPER, 2010; SEPÚLVEDA et al., 2015; SEARLE et al., 2021).

O padrão de atividade de mesocarnívoros nativos é predominantemente noturno, com exceção de algumas espécies como quatis e iraras, que são diurnas/crepusculares e são semelhantes ao observado para cachorros domésticos em regiões neotropicais (DIAS & BOCCHIGLIERI, 2015; SEPÚLVEDA et al., 2015; CARVALHO et al., 2019; MANZO et al., 2024). Apesar da segregação parcial de horários, o coeficiente de sobreposição entre carnívoros nativos e cachorros domésticos para toda a APA ($\Delta = 0,56$) indica uma faixa significativa de horários compartilhados, especialmente no início da noite, o que aumenta a probabilidade de encontros, perseguições, competição direta, transmissão de doenças e predação por cachorros domésticos (SEPÚLVEDA et al., 2015; HUGHES & MACDONALD, 2017). Em áreas onde coexistem cachorros domésticos e carnívoros nativos, os cachorros domésticos podem ajustar sua atividade para evitar outros carnívoros, como observado por Carvalho et al. (2019) em seu estudo com jaguatiricas e cachorros domésticos rurais de vida livre.

Além dos impactos diretos desses encontros, a literatura destaca que a presença de cachorros domésticos, podem gerar efeitos não letais as espécies silvestres, como o aumento do estresse comportamental e alterações nos padrões de forrageio e uso de habitat, processo que foi descrito dentro da “ecologia do medo”, devido ao risco de predação (GAYNOR et al., 2020). A utilização de cães de guarda para proteção de gado e outros animais domésticos de criação, tem se mostrado eficaz contra a predação por outros carnívoros silvestres, como lobos

(VERCAUTEREN et al., 2015; KINKA & YOUNG, 2018). Entretanto, embora essa estratégia possa reduzir conflitos entre produtores e as espécies nativas, a presença de cachorros domésticos também podem intensificar os conflitos humano-fauna ao aumentar interações negativas com espécies de carnívoros silvestres.

Quando as três subáreas são analisadas separadamente, em relação aos padrões de atividade de cachorros domésticos e carnívoros, é possível identificar padrões distintos em comparação ao conjunto geral. A Subárea Isolada apresentou sobreposição elevada ($\Delta = 0,74$), concentrada no amanhecer e no início da noite. A presença constante de cachorros domésticos nessas áreas antropizadas e sua facilidade de circulação por estradas e margens abertas aumentam os intervalos de encontro (VILELA & LAMIM-GUEDES, 2014). Nessa subárea, os carnívoros registrados foram principalmente quatis, além de gato-maracajá, que podem apresentar atividade catemeral (NAGY-REIS et al., 2019; HORN et al., 2020), coincidindo temporalmente com os horários de atividade dos cachorros domésticos e potencializando os encontros. Estudos recentes mostram o fácil acesso de cachorros domésticos as áreas naturais podem não apenas aumentar a probabilidade de encontros, mas também pode alterar o uso do habitat por carnívoros silvestres, como a redução de atividades de forrageio em horários sobrepostos, ou seja, horários de maior risco (MANZO et al., 2025; MEHTA et al., 2025)

A Subárea Fragmentos exibiu padrão semelhante, porém com sobreposição ainda maior ($\Delta = 0,77$), o que reflete sua maior proximidade com rodovias e o fato de constituir um mosaico de fragmentos conectados por corredores, formado por diferentes propriedades privadas que possuem cachorros domésticos como animais de estimação, informação obtida por meio de entrevistas preliminares com moradores. Assim como na Subárea Isolada, essa subárea também registrou espécies de carnívoros diurnos, como quatis e iraras, além do gato-maracajá, que pode apresentar atividade catemeral (HORN et al., 2020; RAMOS et al., 2024).

Por outro lado, a Subárea Florestal apresentou a menor sobreposição ($\Delta = 0,45$), restrita a poucas horas no amanhecer. Esse resultado se deve ao baixo número de registros de cachorros domésticos na área, o que reduz o intervalo do padrão de atividade desses animais. Esse achado reforça a importância de fragmentos florestais contínuos e afastados de atividades antrópicas para impedir o

avanço de cachorros domésticos em áreas florestais e reduzir a interferência humana (REGOLIN et al., 2017; PASCHOAL et al., 2016).

A análise espécie a espécie confirmou o efeito modulador da paisagem. Espécies catemerais como irara e quati apresentaram maior sincronização temporal com cachorros domésticos ($\Delta = 0,80$ e $\Delta = 0,73$), justamente por utilizarem períodos diurnos e crepusculares. Em contraste, mão-pelada e cachorro-do-mato, noturnos (LEUCHTENBERGER et al., 2017, MARQUES & FABLÁN, 2018), exibiram sobreposição muito baixa ($\Delta = 0,28$ e $\Delta = 0,29$). Enquanto *Leopardus* spp. teve sobreposição intermediária ($\Delta = 0,39$), concentrada no crepúsculo, onde cachorros domésticos ainda apresentam atividade residual. Essas diferenças refletem processos mais amplos de competição, tolerância a distúrbios e ajustes comportamentais, evidenciando que a pressão exercida por cachorros domésticos é particularmente forte sobre carnívoros catemerais e diurnos. A literatura aponta que tais espécies por possuírem nichos temporais mais amplos apresentam maior probabilidade de encontro e conflito com cachorros domésticos (BIANCHI et al., 2020; VANAK & GOMPPER, 2014).

Esses padrões são consistentes com estudos que associam a presença de cachorros domésticos com mudanças nos períodos de atividade de espécies silvestres, onde indivíduos podem ajustar seus picos de atividade para evitar riscos, seja riscos predatórios ou associados a humanos, evidenciando que as interações com cachorros domésticos podem influenciar tanto na intensidade quanto nos padrões temporais de atividades nas espécies afetadas (CARVALHO et al. 2019, MANZO et al., 2025).

6.3 INFLUÊNCIA DE FATORES ANTRÓPICOS E AMBIENTAIS NAS ESPÉCIES DE CARNÍVOROS SILVESTRES E CACHORRO DOMÉSTICO

Os padrões observados neste estudo indicam que a estrutura espacial e o uso do habitat pela guilda de carnívoros são fortemente condicionados por variáveis antrópicas, corroborando evidências de que a pressão humana é um dos principais fatores determinantes da distribuição de mesocarnívoros em paisagens modificadas (JUAREZ & MARINHO-FILHO, 2002; SILVA et al., 2020; SANTOS et al., 2024). De modo geral, os resultados refletem um gradiente de respostas associado ao grau de plasticidade das espécies, no qual espécies mais generalistas demonstraram maior

tolerância a ambientes antropizados, enquanto espécies mais florestais e sensíveis à perturbação, evitam.

Em conjunto, os resultados indicam que a estrutura da guilda de carnívoros na APA é moldada por uma interação complexa entre processos *bottom-up*, como a disponibilidade de presas, e processos *top-down*, relacionadas à presença de competidores e predadores invasores, como os cachorros domésticos (FULLER & SIEVERT, 2001; VANAK & GOMPPER, 2010; ROCHA et al., 2024). A associação positiva entre a disponibilidade de presas e a ocorrência de cachorro-do-mato sugere a disponibilidade de recursos ainda desempenha um papel relevante na estruturação da distribuição das espécies de carnívoros, como descrito para carnívoros generalistas em paisagens antropizadas (FULLER & SIEVERT, 2001; SANTOS et al., 2019; PATEL et al., 2023). Contudo, a forte influência da espécie carnívora doméstica e das infraestruturas lineares, apontam para um controle *top-down* originalmente antrópica, possuindo a capacidade de limitar a persistência e o uso do espaço por carnívoros silvestres, tanto por efeitos diretos quanto por alterações no comportamento dos mesmos (VANAK & GOMPPER, 2010; SRBEK-ARAUJO & CHIARELLO, 2008; GAYNOR et al., 2020; SEARLE et al., 2021). Esse controle pode favorecer guildas simplificadas, dominadas por espécies generalistas e com alta plasticidade ecológica, indicando padrão recorrente em paisagens antropizadas (PRUGH et al., 2009; CROOKS et al., 2011).

A proximidade a áreas urbanas surgiu como uma variável influente para espécies generalistas, como o quati, onde sua probabilidade de ocorrência aumentou em ambientes mais próximos ao perímetro urbano. Esse padrão é coerente com estudos que relatam a atração dos quatis por cultivos agrícolas e descartes alimentares, além de sua habilidade em explorar áreas abertas (GOMPPER & DECKER, 1998; TROVATI et al., 2010; MILLEO & MAGNONI, 2024). Por outro lado, espécies mais dependentes de ambientes florestais, como irara e os pequenos felinos, apresentam maior sensibilidade à perturbação humana, como a proximidade de rodovias. As rodovias estaduais e estradas não pavimentadas mostraram-se elementos críticos na paisagem, influenciando negativamente a ocorrência de várias espécies de carnívoros. Para irara, a distância de rodovias estaduais foi a principal variável preditiva, tanto na ocorrência quanto no número de detecções, indicando que essa espécie evita essas estruturas. Rodovias atuam como barreiras físicas para espécies de mamíferos, elevando a mortalidade por

atropelamento e alterando padrões de movimento (GRILO et al., 2021; MEDRANO-VIZCAÍNO et al., 2022; SECCO et al., 2023). Estudos neotropicais registram mustelídeos entre os grupos mais vulneráveis em rodovias federais e estaduais (CACÉRES et al., 2010; CIOCHETI et al., 2017; ABRA et al., 2025; GRILO et al., 2025; MEDRANO-VIZCAÍNO et al., 2025).

O padrão observado para cachorro-do-mato foi diferente a da Irara e dos pequenos felinos, a probabilidade de ocorrência aumentou em áreas próximas tanto a rodovias estaduais quanto a estradas não pavimentadas. Essa espécie é considerada um dos carnívoros mais tolerantes a ambientes antropizados (JUAREZ & MARINHO-FILHO, 2002; LEMOS et al., 2011; SILVA et al., 2020; SANTOS et al., 2024). Para os pequenos felinos, a distância de rodovias estaduais também apareceu como variável mais influente, indicando que a probabilidade de ocorrência aumenta à medida que os pontos se distanciam das rodovias. Esse padrão é coerente com literatura que aponta que felinos como a jaguatirica sofrem impacto negativo de rodovias (WANG et al., 2019), seja pelo risco de atropelamento (CUYCKENS et al., 2014; BLACKBURN et al., 2022), pela perda de conectividade florestal (CASSANO et al., 2014), ou pela maior presença humana nesses ambientes (CEIA-HASSE et al., 2017).

Dentre todas as variáveis analisadas, a presença de cachorro doméstico se destacou como um dos fatores mais limitantes para a guilda de carnívoros na região. Reduções na probabilidade e no número de detecções observadas, principalmente para as espécies de quati e de cachorro-do-mato, indicando que, mesmo com a plasticidade ecológicas dessas espécies, os cachorros domésticos representam uma pressão negativa associada a competição, predação direta e risco de doenças infecciosas (HUGHES & MACDONALD, 2013; VANAK & GOMPPER, 2009; YOUNG et al., 2011; LESSA et al., 2016). Esses impactos são coerentes com o papel dos cachorros domésticos como mediadores da dinâmica das guildas silvestres em áreas antropizadas, podendo provocar deslocamentos e alterações comportamentais nos quatis para evitar encontros (VANAK et al., 2013). Em relação ao canídeo silvestre e o doméstico, eles coexistem em determinados locais, que é facilitada pela segregação espaço-temporal, mas a espécie nativa tende a evitar encontros com a doméstica onde elas coocorrem (ZIMMER et al., 2025). Ainda assim, a elevada sobreposição temporal entre cachorros domésticos e carnívoros nativos, observada para quati, cachorro-do-mato e pequenos felinos, intensifica o

cenário de conflito potencial. Para os pequenos felinos, embora o número de detecções tenha apresentado associação marginalmente positiva com a presença de cachorros, esse padrão deve ser interpretado com cautela, considerando os baixos valores absolutos de detecção, os amplos intervalos de confiança e o caráter raro dessas espécies (HOSMER & LEMESHOW, 2000). Em conjunto, essas evidências apontam para um padrão de correlação estrutural aparente, provavelmente decorrente do uso compartilhado de trilhas e caminhos de fácil circulação, e não de coexistência positiva. Estudos mostram que tanto cachorros domésticos quanto pequenos carnívoros utilizam estradas, trilhas e rotas antropizadas como corredores de deslocamento, o que inflaciona a probabilidade de detecção em armadilhas fotográficas (LENTH et al., 2008; SILVA-RODRÍGUEZ & SIEVING, 2011; MONTERROSO et al., 2013). Assim, mesmo quando há coocorrência espacial ou temporal nos registros, a literatura demonstra que cachorros domésticos tendem a impactar negativamente carnívoros nativos por meio de perseguição, transmissão de doenças e deslocamento espacial (VANAK & GOMPPER, 2010; MASSARA et al., 2018).

Além das pressões antrópicas diretas, variáveis ambientais também desempenharam papel relevante. Diferentemente do descrito na literatura (REGOLIN et al., 2017; MONTEIRO-ALVES et al., 2019), a cobertura florestal apresentou efeito positivo marginal, sugerindo que, embora o cachorro-do-mato utilize matrizes antrópicas, áreas mais florestadas ainda podem ser áreas de preferência.

De maneira complementar, a abundância relativa de presas, considerada como disponibilidade de presas, também influenciou positivamente para a probabilidade de ocorrência do cachorro-do-mato, seguindo a literatura que coloca a disponibilidade de recursos como uma das principais determinantes da distribuição de carnívoros (FULLER & SIEVERT, 2001; SANTOS et al., 2019; PATEL et al., 2023). Esse mesmo fator também influenciou positivamente o número de detecções de cachorro-doméstico, considerando a fauna com registro de ataques por esses animais, logo o efeito positivo dessa variável sugere que áreas com maior abundância de fauna suscetível atraem ou retêm a presença de cachorros, o que é consistente com o comportamento predatório oportunista da espécie e com registros de ataques ou perseguições a fauna nativa (YOUNG et al., 2011; RITCHIE et al., 2013; ZAMORA-NASCA et al., 2021; RESTREPO-CARDONA et al., 2025).

Por fim, a distribuição espacial dos cachorros-domésticos mostrou-se fortemente associada a rodovias estaduais. A redução da probabilidade de ocorrência com o aumento da distância às rodovias estaduais força a dependência dessa espécie a ambientes antrópicos. Essa dependência é amplamente documentada na literatura: cachorros domésticos tendem a se concentrar em áreas próximas a assentamentos humanos e infraestruturas lineares (SRBEK & CHIARELLO, 2008; SEPÚLVEDA et al., 2015; PASCHOAL et al., 2018; SILVA et al., 2018), devido ao acesso a recursos proporcionados por atividades humanas como alimento, abrigos e oportunidades de deslocamento (SILVA-RODRÍGUEZ & SIEVING, 2012; MARTINEZ et al., 2013).

Os resultados evidenciam que a persistência de carnívoros em paisagens antropizadas é fortemente limitada por pressões antrópicas, especialmente pela presença de cachorros domésticos e pela proximidade a infraestruturas lineares. As respostas contrárias entre espécies generalistas e mais florestais reforçam que estratégias de conservação devem ir além da preservação do habitat, incorporando ações de manejo voltadas à redução da circulação de cachorros domésticos e ao planejamento de rodovias, de modo que minimize conflitos e garanta a permanência de carnívoros silvestres em áreas multiuso.

7. CONCLUSÃO

Este estudo demonstra que a guilda de carnívoros da APA da Bacia do Rio São João é estruturada por fatores antrópicos, sendo a proximidade a rodovias, áreas urbanas e a presença de cachorros domésticos, considerados determinantes na composição da guilda e na distribuição espacial dessas espécies. As áreas mais preservadas, nas quais são caracterizadas por maior continuidade florestal, apresentaram maior diversidade e composição distinta, enquanto áreas mais antropizadas foram dominadas por espécies generalistas e exibiram maior sobreposição temporal entre carnívoros nativos e cachorros domésticos, ampliando o potencial para interações negativas entre elas.

Os achados apresentados, em conjunto, revelam que a Área de Proteção da Bacia do Rio São João constitui um mosaico heterogêneo no qual fatores antrópicos como rodovias, urbanização e cachorros domésticos atuam como filtros ecológicos

que modulam a persistência das espécies de carnívoros e interações entre elas. A conservação de carnívoros em paisagens altamente antropizadas exigem ações integradas que combinem conservação de remanescentes florestais, redução de impactos antrópicos e manejo efetivo de cachorros domésticos. Recomenda-se que estudos futuros incorporem a continuidade do projeto com monitoramento de longo prazo, análises de conectividade da paisagem e avaliações dos impactos ecológicos e sanitários relacionados à presença e a identificação dos cachorros domésticos, de forma que políticas públicas e ações de manejo adequadas sejam desenvolvidas.

8. REFERÊNCIAS

ABRA, F. D. et al. A century documenting roads' toll on global biodiversity. **Global Ecology and Conservation**, v. 63, p. e03859, 1 nov. 2025.

ABREU, E. F. et al. **Lista de Mamíferos do Brasil (2024-1)**. **10.5281/zenodo.14536925**, 2024.

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, 1 set. 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, 30 abr. 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Rios**. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/a01764d3-4742-4f7d-b867-01bf544dde6d>>. Acesso em: 9 mar. 2025.

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, 1 jun. 2004.

AMBROSIO FERREIRA, G. Wild Neighbors: Perception of Residents of the Environment of a Fragment of Atlantic Forest in Urban Areas on the Presence and Approximation of Coatis (*Nasua nasua*). **International International Journal of Avian & Wildlife Biology**, v. 2, n. 6, 28 dez. 2017.

ANTÔNIO, F. et al. How Many Mammals Are Killed on Brazilian Roads? Assessing Impacts and Conservation Implications. **Diversity**, v. 2022, p. 835, 2022.

ASCENSÃO, F. et al. Spatial patterns of road mortality of medium–large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Wildlife Research**, v. 44, n. 2, p. 135–146, 14 jun. 2017.

AZEVEDO, F. C. C. DE et al. The species that was missing: first record of the bush dog *Speothos venaticus* in the largest protected patch of Atlantic Forest in Minas Gerais, Brazil. **Oryx**, p. 1–5, 10 dez. 2025.

BATEMAN, P. W.; FLEMING, P. A. Big city life: Carnivores in urban environments. **Journal of Zoology**, v. 287, n. 1, p. 1–23, 1 maio 2012.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241–1252, 7 dez. 1998.

BEJARANO ALEGRE, V. et al. Jaguar at the Edge: movement patterns in human-altered landscapes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 4, p. 358–366, out. 2024.

BERETA, A., FREITAS, S.R., BUENO, C. Novas ocorrências de *Chrysocyon brachyurus* (Carnivora) no estado do Rio de Janeiro indicando a expansão de sua distribuição geográfica. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia* 78:5-8. 2017.

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, jan. 2009.

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

BIDEGAIN, P. P.; VOLCKER, C. M. **Bacias Hidrográficas dos rios - São João e das Ostras - Águas, terras e conservação ambiental**. 2004.

BIVAND, R. **spdep: Spatial Dependence: Weighting Schemes, Statistics**. CRAN: Contributed Packages, 20 mar. 2002.

BLACKBURN, A. M. et al. If you build it, will they come? A comparative landscape analysis of ocelot roadkill locations and crossing structures. **PLOS ONE**, v. 17, n. 5, p. e0267630, 1 maio 2022.

BOGONI, J. A. et al. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? **PLOS ONE**, v. 13, n. 9, p. e0204515, 25 set. 2018.

BOGONI, J. A.; PERES, C. A.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 14750, 15 set. 2020.

BORON, V. et al. Habitat modification destabilizes spatial associations and persistence of Neotropical carnivores. **Current Biology**, v. 33, n. 17, p. 3722-3731.e4, 11 set. 2023.

BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4340.htm>. Acesso em: 10 set 2025.

BRASIL. Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 10 set 2025.

BRASILEIRA, R.; DE MELLO BEISIEGEL, B.; FAPESP, B. A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP1. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 8, n. 2, p. 199–203, 2006.

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, mar. 2004.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference**. New York, NY: Springer New York, 2002.

BUTLER, J. R. A.; DU TOIT, J. T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 369–378, 1 fev. 2004.

CACERES, N. C. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest–Cerrado interface in south-western Brazil. **Italian Journal of Zoology**, v. 78, n. 3, p. 379–389, set. 2011.

CÁCERES, N. C. et al. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 27, n. 5, p. 709–717, out. 2010.

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

CAMPOS, C. B. et al. 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, 11 set. 2007.

CARVALHO, A. DAS N. et al. How large felids of South America are influenced by environmental and anthropogenic variables in the most degraded portion of the Amazon. **Austral Ecology**, v. 49, n. 10, 28 out. 2024.

CARVALHO, G. O. T. DE; SILVA, N. C. DA; SALVIO, G. M. M. Vulnerabilidade ambiental em Áreas de Proteção Ambiental (APA) do Bioma Mata Atlântica na região sudeste brasileira. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1575–1593, 22 set. 2022.

CARVALHO, W. D. et al. Temporal activity of rural free-ranging dogs: implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. **NeoBiota** 45: 55-74, v. 45, p. 55–74, 22 abr. 2019.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 169, p. 14–22, 1 jan. 2014.

CAVALCANTI DE AZEVEDO, F. et al. Avaliação do risco de extinção da onça-parda *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, v. 3, n. 1, p. 107–121, 30 jun. 2013.

CEIA-HASSE, A. et al. Global exposure of carnivores to roads. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 5, p. 592–600, 26 maio 2017.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 1 fev. 2014.

CHEIDA, C. et al. Ordem Carnivora. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. 1. ed. Londrina, Nélío dos Reis, 2006. p. 235–288.

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, 1 jul. 1999.

CIOCHETI, G. et al. Highway widening and underpass effects on vertebrate road mortality. **Biotropica**, v. 49, n. 6, p. 765–769, 23 nov. 2017.

COLETTI, L. D. et al. Uso do espaço por *Lontra longicaudis* (Mustelidae, Carnivora) em ambiente alterado no rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 103, n. 3, p. 240–245, set. 2013.

CROOKS, K. R. et al. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2642–2651, 27 set. 2011.

CROOKS, K. R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488–502, 1 abr. 2002.

CRUZ, P. et al. Cats under cover: Habitat models indicate a high dependency on woodlands by Atlantic Forest felids. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 266–278, 28 mar. 2019.

CUNHA DE PAULA, R. et al. Avaliação do risco de extinção do lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 146–159, 30 jun. 2013.

CUNHA SILVA, L. et al. Habitat selection by free-roaming domestic dogs in rabies endemic countries in rural and urban settings. **Scientific Reports 2022 12:1**, v. 12, n. 1, p. 20928-, 3 dez. 2022.

CUSHMAN, S. A.; LANDGUTH, E. L. Multi-taxa population connectivity in the Northern Rocky Mountains. **Ecological Modelling**, v. 231, p. 101–112, abr. 2012.

CUYCKENS, G. A. E. et al. Patterns and Composition of Road-Killed Wildlife in Northwest Argentina. **Environmental Management**, v. 58, n. 5, p. 810–820, 1 nov. 2016.

DA SILVA, L. T.; 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 Ciências**, v. 92, n. 3, p. e20180890, 2020.

DE ALMEIDA RODRIGUES, L. et al. Avaliação do risco de extinção da lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 216–227, 17 out. 2013.

DE ANGELO, C. et al. Understanding species persistence for defining conservation actions: A management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 159, p. 422–433, mar. 2013.

DE CASSIA BIANCHI, R.; MENDES, S. L.; DE MARCO JÚNIOR, P. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 45, n. 3, p. 111–119, dez. 2010.

DE OLIVEIRA, T. G. Distribution, habitat utilization and conservation of the Vulnerable bush dog *Speothos venaticus* in northern Brazil. **Oryx**, v. 43, n. 2, p. 247–253, 24 abr. 2009.

DE OLIVEIRA, T. G. et al. How rare is rare? Quantifying and assessing the rarity of the bush dog *Speothos venaticus* across the Amazon and other biomes. **Oryx**, v. 52, n. 1, p. 98–107, 28 jan. 2018.

DEMATTEO, K. E.; LOISELLE, B. A. New data on the status and distribution of the bush dog (*Speothos venaticus*): Evaluating its quality of protection and directing research efforts. **Biological Conservation**, v. 141, n. 10, p. 2494–2505, out. 2008.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRA-ESTRUTURA DE TRANSPORTES (DNIT); AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Trechos Rodoviários**. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/ff37f924-e88d-4ee4-82e7-14a3e5efe0fd>>. Acesso em: 9 mar. 2025.

DINIZ, M. F. et al. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 81–89, 1 jan. 2021.

DOHERTY, T. S. et al. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56–59, jun. 2017.

DORMANN, C. F. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 2, p. 129–138, 19 mar. 2007.

DOS SANTOS, J. G.; ENTRINGER, H.; SRBEK-ARAUJO, A. C.; DOS SANTOS, J. G.; ENTRINGER, H.; SRBEK-ARAUJO, A. C. FOOD HABITS OF THE OCELOT (*Leopardus pardalis*) IN A LOWLAND ATLANTIC FOREST OF SOUTHEASTERN BRAZIL. **Mastozoología neotropical**, v. 29, n. 2, p. 4–4, 1 dez. 2022.

DUTRA-VIEIRA, F. M.; SILVA, M. S.; VIEIRA, G. S.; CARVALHO, A. S.; SCHIMMING, B. C. Dieta do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) em duas unidades de conservação da Floresta Amazônica, Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, p. e252093, 2024.

EIZIRIK, E. et al. Pattern and timing of diversification of the mammalian order Carnivora inferred from multiple nuclear gene sequences. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 56, n. 1, p. 49–63, jul. 2010.

ELBROCH, L. M.; WITTMER, H. U. Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. **Mammalian Biology**, v. 77, n. 5, p. 377–384, set. 2012.

ESTES, J. A. et al. Trophic Downgrading of Planet Earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 15 jul. 2011.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 1 fev. 2011.

FARIA-CORRÊA, M. et al. Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 74, n. 3, p. 220–229, maio 2009.

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. 1583–1590, 1 out. 2000.

FERREIRA, A. S. et al. Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. **Mammal Review**, v. 48, n. 4, p. 312–327, 17 out. 2018.

FLYNN, J. J. et al. Molecular Phylogeny of the Carnivora (Mammalia): Assessing the Impact of Increased Sampling on Resolving Enigmatic Relationships. **Systematic Biology**, v. 54, n. 2, p. 317–337, 1 abr. 2005.

FORNAZARI, F. et al. Exposure of dogs and wild carnivores to canine distemper virus, canine parvovirus, *Leishmania infantum*, and *Toxoplasma gondii* in the Xingu River basin, Brazilian Amazon: Prevalence, spatial distribution, and association with land cover types. **Acta Amazonica**, v. 53, n. 4, p. 325–335, 2023.

FORTIN, M.-J.; DALE, M. R. T. **Spatial Analysis**. Cambridge University Press, 2005.

FULLER, T.; SIEVERT, P. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. In: **Carnivore Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2001. p. 163–178.

GALETTI, M. and SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza e Conservação*, vol. 4, no. 1, p. 58-63. 2006.

GALVIS, N. F.; LINK, A.; MOSQUERA, D.; VINUEZA-HIDALGO, G.; CARRILLO, L.; MOPÁN-CHILITO, A. M.; MONTILLA, S. O. Notes on the ecology, activity patterns and behavior of the kinkajou (*Potos flavus*). *Mammalia*, v. 88, n. 4, p. 292–298, 1 jul. 2024.

GANOE, L. S. et al. Mesocarnivore sensitivity to natural and anthropogenic disturbance leads to declines in occurrence and concern for species persistence. **Ecology and Evolution**, v. 14, n. 7, 21 jul. 2024.

GARBINO, G. S. T. et al. Reconstructing the historical distribution and local extinction of the giant otter *Pteronura brasiliensis* in the Atlantic Forest of South America. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 32, n. 7, p. 1184–1194, 21 jul. 2022.

GAYNOR, K. M. et al. An applied ecology of fear framework: linking theory to conservation practice. **Animal Conservation**, v. 24, n. 3, p. 308–321, 12 jun. 2021.

GEORGE, S. L.; CROOKS, K. R. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. 2006.

GITTLEMAN, J. L. Carnivore body size: Ecological and taxonomic correlates. **Oecologia**, v. 67, n. 4, p. 540–554, 1985.

GOMES FACURE GIARETTA, K. Ecologia alimentar de duas especies de felinos do genero *Leopardus* em uma floresta secundaria no sudeste do Brasil. 30 abr. 2002.

GOMEZ, J. J. et al. Habitat suitability and anthropogenic correlates of Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) distribution. **Journal of Mammalogy**, v. 95, n. 4, p. 824–833, 22 ago. 2014.

GOMPPER, M. E.; DECKER, D. M. *Nasua nasua*. **Mammalian Species**, n. 580, p. 1, 1 jun. 1998.

GOROSITO, I. L. et al. Evaluation of statistical methods and sampling designs for the assessment of microhabitat selection based on point data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1316–1324, 15 nov. 2016.

GOULART, F. et al. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 4, n. 3, p. 137–143, 7 dez. 2009.

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. e00148, 1 set. 2020.

GRILO, C. et al. Conservation threats from roadkill in the global road network. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 11, p. 2200–2210, 1 nov. 2021.

GRILO, C. et al. Global Roadkill Data: a dataset on terrestrial vertebrate mortality caused by collision with vehicles. **Scientific Data 2025 12:1**, v. 12, n. 1, p. 505–, 31 mar. 2025.

GROTTA-NETO, F.; MELLO, M. C. H.; MELLO, R. C.; BERNARDI, I. P.; CARRANO, E.; PASSOS, F. C. The role of tayra (*Eira barbara*) as predator of medium and large-sized mammals. **Austral Ecology**, v. 46, n. 2, p. 329–333, 1 abr. 2021.

GRUEBER, C. E. et al. Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 24, n. 4, p. 699–711, abr. 2011.

GUEDES, J. J. M. et al. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, p. 45–58, 16 nov. 2020.

HARDIN, J. W.; HILBE, J. M. **Generalized Estimating Equations**. [s.l.] Chapman and Hall/CRC, 2002.

HEARN, A. J.; CUSHMAN, S. A.; ROSS, J.; GOOSSENS, B.; HUNTER, L. T. B.; MACDONALD, D. W. Spatio-temporal ecology of sympatric felids on Borneo. Evidence for resource partitioning? **PLOS ONE**, v. 13, n. 7, p. e0200828, 20 jul. 2018.

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, 18 fev. 2009.

HORN, P. E. et al. Margay (*Leopardus wiedii*) in the southernmost Atlantic Forest: Density and activity patterns under different levels of anthropogenic disturbance. **PLOS ONE**, v. 15, n. 5, p. e0232013, 1 maio 2020.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 1 dez. 2016.

HÜBNER, S. DE O. et al. Exposure of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) and crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) from the Southern region of Brazil to Canine distemper virus (CDV), Canine parvovirus (CPV) and Canine coronavirus (CCoV). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 3, p. 593–597, jun. 2010.

HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, jan. 2013.

HUNTER, L.; BARRET, P. **Carnivores of the world**. 2nd edition ed. Princeton: Princeton University Press, 2019.

HURTADO, C. M. et al. Importance of connectivity for carnivore richness and occupancy in fragmented biodiversity hotspots. **Conservation Biology**, v. 39, n. 6, 3 dez. 2025.

INMET. **Dados de precipitação.** Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acesso em: 26 dez. 2024.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 7 v. 2018.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Plano de Ação Nacional para a Conservação da Onça-Pintada. Brasília: ICMBio, 2013. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-onca-pintada/1-ciclo/pan-onca-pintada-livro.pdf>. Acesso em: 20 out 2025.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. 2025. Acesso em: 25 nov. 2025.

JORGE, R. et al. Avaliação do risco de extinção do cachorro-vinagre *Speothos venaticus* (Lund, 1842) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 179–190, 30 jun. 2013.

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, nov. 2002.

KASPER, C. B.; SCHNEIDER, A.; OLIVEIRA, T. G. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 228–232, 12 fev. 2016.

KINKA, D.; YOUNG, J. K. A Livestock Guardian Dog by Any Other Name: Similar Response to Wolves Across Livestock Guardian Dog Breeds. **Rangeland Ecology & Management**, v. 71, n. 4, p. 509–517, jul. 2018.

KOTVISKI, B. M. et al. Trophic niche overlap and resource partitioning among wild canids in an anthropized neotropical ecotone. **Mastozoología Neotropical**, v. 26, n. 2, p. 368–376, dez. 2019.

KYRIAZOS, T.; POGA, M. Dealing with Multicollinearity in Factor Analysis: The Problem, Detections, and Solutions. **Open Journal of Statistics**, v. 13, n. 03, p. 404–424, 2023.

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, 1 out. 2009.

LENTH, B. E. et al. The Effects of Dogs on Wildlife Communities. **Source: Natural Areas Journal**, v. 28, n. 3, p. 218–227, jul. 2008.

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

LEUCHTENBERGER, C. et al. Activity pattern of medium and large sized mammals and density estimates of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in the Brazilian Pampa. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 4, p. 697–705, 1 nov. 2018.

LIANG, X. et al. Spatial Heterogeneity of Habitat Selection of Large Carnivores and Their Ungulate Prey in Proximity to Roads. **Ecology and Evolution**, v. 15, n. 2, p. e70971, 1 fev. 2025.

LIMA, E. S. et al. The bush dog *Speothos venaticus*: area requirement and habitat use in cultivated lands. **Oryx**, v. 49, n. 1, p. 64–70, 9 jan. 2015.

LINCK, P. et al. Daily activity patterns and occurrence of *Leopardus guttulus* (Carnivora, Felidae) in Lami Biological Reserve, southern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 111, 2021.

LUCHERINI, M.; LUENGOS VIDAL, E. M. *Lycalopex Gymnocercus* (Carnivora: Canidae). **Mammalian Species**, v. 820, n. 1, p. 1, 2008.

LUIZA, A.; VILELA, O.; LAMIM-GUEDES, V. CÃES DOMÉSTICOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: IMPACTOS E CONTROLE. **Holos Environment**, v. 14, n. 2, p. 198–210, 17 out. 2014.

LUND, U.; AGOSTINELLI, C. **circular: Circular Statistics. CRAN: Contributed Packages**, 26 maio 2025

MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. Occupancy Estimation and Modelling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. 2nd edition. **Elsevier Academic Press**, Cambridge. 2017.

MAGIOLI, M. et al. Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 37, p. 18466–18472, 10 set. 2019.

MAGIOLI, M. et al. The role of protected and unprotected forest remnants for mammal conservation in a megadiverse Neotropical hotspot. **Biological Conservation**, v. 259, p. 109173, jul. 2021.

MAGLE, S. B. et al. Wealth and urbanization shape medium and large terrestrial mammal communities. **Global Change Biology**, v. 27, n. 21, p. 5446–5459, 1 nov. 2021.

MANZO, I. A.; GONÇALVES DA SILVA, R.; BIANCHI, R. C. The influence of domestic dogs on the spatial and temporal distribution of tayra. **Wildlife Biology**, v. 2025, n. 2, p. e01298, 1 mar. 2025.

MARQUES, M. et al. Heterogeneity in mesocarnivore occupancy highlights the complexity of biodiversity changes in a threatened ecoregion. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 23, n. 3, p. 200–207, jul. 2025.

MARQUES, R. V.; FABIÁN, M. E. Daily activity patterns of medium and large neotropical mammals in an area of Atlantic rain forest at altitude. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 19, n. 3, 12 dez. 2018.

MARQUES, R. V.; FÁBIAN, M. E. The maned wolf in the ecotone between forest and grasslands at the limits of its distribution in a subtropical environment. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 3, p. 751-759, jun. 2013.

MARTINEZ, E. et al. Domestic dogs in rural area of fragmented Atlantic Forest: potential threats to wild animals. **Ciência Rural**, v. 43, n. 11, p. 1998–2003, nov. 2013.

MASSARA, R. et al. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 125–134, 17 jan. 2018.

MAYER, L. B. et al. Diversity profiles of medium and large-size mammals in an Atlantic Forest remnant: seasonal and spatial patterns. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 59, n. 2, p. 425–436, 3 maio 2024.

MEDRANO-VIZCAÍNO, P. et al. Roadkill patterns in Latin American birds and mammals. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, n. 9, p. 1756–1783, 25 set. 2022.

MEDRANO-VIZCAÍNO, P.; CALDERÓN-FERNÁNDEZ, P.; BRITO-ZAPATA, D. Roadkill data reveal new distribution records and possible range shifts for neotropical mammals. **Discover Conservation**, v. 2, n. 1, 29 set. 2025.

MEHTA, S. P. et al. Spatial ecology of free-ranging domestic dogs in an agroecosystem and its implications for wildlife conservation. **Global Ecology and Conservation**, v. 64, p. e03931, 1 dez. 2025.

MEHTA, S. P. et al. Spatial ecology of free-ranging domestic dogs in an agroecosystem and its implications for wildlife conservation. **Global Ecology and Conservation**, v. 64, p. e03931, dez. 2025.

MEZA, A. de V.; MEYER, E. M.; GONZÁLEZ, C. A. L. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Food Habits in a Tropical Deciduous Forest of Jalisco, Mexico. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2002\)148\[0146:OLPFHI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2002)148[0146:OLPFHI]2.0.CO;2), v. 148, n. 1, p. 146–154, 1 jul. 2002.

MILLEO, G. B.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. ECOLOGY AND BEHAVIOR OF COATIS *Nasua nasua* (LINNAEUS, 1766) IN AN URBAN PARK IN SOUTHERN BRAZIL: Ecology and behavior of coatís *Nasua nasua*. **Oecologia Australis**, v. 28, n. 4, p. 325–338, 13 dez. 2024.

MILLER, B. et al. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. **Endangered Species**. 18: 202–210. Jan 2001.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; CHICO MENDES. PLANO DE MANEJO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO JOÃO/MICO-LEÃO-DOURADO. maio 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, ago. 2005.

MONTEIRO-ALVES, P. S. et al. Occupancy, detectability, and density of crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in two protected areas of restinga habitats in Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 97, n. 10, p. 952–959, 2019.

MONTERROSO, P.; ALVES, P. C.; FERRERAS, P. Catch me if you can: Diel activity patterns of mammalian prey and predators. **Ethology**, v. 119, n. 12, p. 1044–1056, dez. 2013.

NAGY-REIS, M. B. et al. Temporal and dietary segregation in a neotropical small-felid assemblage and its relation to prey activity. **Mammalian Biology**, v. 95, p. 1–8, 1 mar. 2019.

NAUGHTON-TREVES, L.; SANDERSON, S. Property, politics and wildlife conservation. **World Development**, v. 23, n. 8, p. 1265–1275, ago. 1995.

NOWAK, R. M. **Walker's Mammals of the World**. 5th edition ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1991. v. 2

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package. CRAN: Contributed Packages**, 6 set. 2022.

ORDEÑANA, M. A. et al. Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 6, p. 1322–1331, 16 dez. 2010.

PAGLIA, A. P. et al. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição - Annotated Checklist of Brazilian Mammals 2 nd Edition**. 2012.

PARDINI, R. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 245, n. 4, p. 385–391, 28 ago. 1998.

PASCHOAL, A. M. O. et al. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, 23 jan. 2018.

PASCHOAL, A. M. O. et al. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic Forest? A study case in southeastern Brazil. **mammalia**, v. 76, n. 1, 1 jan. 2012.

PASCHOAL, A. M. O. et al. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: Estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, p. e01480, 1 out. 2016.

PATEL, J. et al. Influence of predator suppression and prey availability on carnivore occurrence in western Himalaya. **Journal of Zoology**, v. 322, n. 1, p. 3–11, 1 jan. 2024.

PAVIOLO, A. et al. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Scientific Reports**, v. 6, 16 nov. 2016.

PEDROSO-SANTOS, F. et al. Vertebrate taxonomic and functional hotspots in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 30, n. 9, 24 set. 2024.

PEREIRA, A. D. et al. Human density, development, and roads are the main drivers of carnivore presence in urban areas. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 1, p. 55–62, jan. 2024.

PEREIRA, A. D.; ANTONIAZZI, M. H.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; ORSI, M. L. Mamíferos silvestres predados por cães domésticos em fragmentos de Mata Atlântica no sul do Brasil. *Biotemas*, v. 32, n. 2, p. 107–113, 3 jun. 2019.

PINTO, F. A. S. et al. How Many Mammals Are Killed on Brazilian Roads? Assessing Impacts and Conservation Implications. **Diversity**, v. 14, n. 10, p. 835, 4 out. 2022.

PORFIRIO, G. et al. Camera traps as a tool for Carnivore conservation in a mosaic of Protected Areas in the Pantanal wetlands, Brazil. **Nature Conservation Research**, v. 3, n. 2, 2018.

PRESLEY, S. J. *Eira barbara*. [https://doi.org/10.1644/1545-1410\(2000\)636<0001:EB>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1410(2000)636<0001:EB>2.0.CO;2), v. 2000, n. 636, p. 1–6, 12 maio 2000.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 9.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. Disponível em: <bit.ly/3Paczla>. Acesso em: 26 dez. 2024.

PRUDE, C. H.; CAIN, J. W. Habitat diversity influences puma *Puma concolor* diet in the Chihuahuan Desert. **Wildlife Biology**, v. 2021, n. 4, 15 out. 2021.

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, jan. 2020.

QUEIROLO, D.; KASPER, C. B.; DE MELLO BEISIEGEL, B. Avaliação do risco de extinção do graxaim-do-campo *Lycalopex gymnocercus* (G. Fischer, 1814) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 172–178, 30 jun. 2013.

R CORE TEAM. **Rstudio**. Vienna, Autria, 2025.

RABINOWITZ, A.; ZELLER, K. A. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. **Biological Conservation**, v. 143, n. 4, p. 939–945, abr. 2010.

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, 30 abr. 2010.

RAMOS, D. et al. Activity patterns of domestic dogs and native terrestrial mammals in the Tapacurá Ecological Station, Brazil. **Mammalogy Notes**, v. 10, n. 1, p. 359, 19 fev. 2024.

REGOLIN, A. L. et al. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1721–1731, 1 dez. 2017.

REIS, M. L. et al. GUIA DE IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES ALVO DE AVES E MAMÍFEROS - REGIÃO 1. In: Brasília: GKNORONHA, 2015. v. 1.

REMMERS, J. J.; NIELSEN, C. K.; LESMEISTER, D. B. Anthropogenic and environmental influences on mammalian alpha and beta diversity in a hardwood forest landscape. **Global Ecology and Conservation**, v. 41, p. e02369, jan. 2023.

RESTREPO-CARDONA, J. S. et al. New records of domestic dog negative impacts on native vertebrates in the Ecuadorian Andes. **Neotropical Biology and Conservation** **20(2): 93-101**, v. 20, n. 2, p. 93–101, 22 maio 2025.

REYSEHOF, L.; NORTON, B.; DESMET, P. Best Practices for Managing and Publishing Camera Trap Data. **GBIF Secretariat: Copenhagen**. 7 jul 2025.

RHEINGANTZ, M. L. et al. Differences in activity patterns of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* between rivers of two Brazilian ecoregions. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 2, p. 170–174, 15 mar. 2016.

RICH, L. N. et al. 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, 1 ago. 2017.

RICKETTS, T.; IMHOFF, M. **Biodiversity, Urban Areas, and Agriculture: Locating Priority Ecoregions for Conservation**. *Conservation Ecology* 8(2): 1. 2003.

RICOTTA, C.; PODANI, J. On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. 2017.

RIDOUT, M. S.; LINKIE, M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics** **2009 14:3**, v. 14, n. 3, p. 322–337, 2009.

RIO PHILIPPI, K.; GOUVEIA, P. M.; NAVAS-SUÁREZ, P. E. A Presença de quatis (*Nasua nasua*) em áreas urbanas: desafios e impactos em Águas de São Pedro, São Paulo. **Pubvet**, v. 19, n. 06, p. e1793, 26 jun. 2025.

RIPLEY, B.; VENABLES, B. **MASS: Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. CRAN: Contributed Packages**, 8 maio 2009.

RIPPLE, W. J. et al. Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, 10 jan. 2014.

RITCHIE, E. G. et al. Dogs as predators and trophic regulators. **Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation**, 8 maio 2015.

ROCHA, V. J.; AGUIAR, L. M.; SILVA-PEREIRA, J. E.; MORO-RIOS, R. F.; PASSOS, F. C. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 594–600, 2008.

ROCHA, F.; CHICOMO, M.; LAGES, F.; MONTERROSO, P. Landscape use by prey: Bottom-up regulation prevails under reduced predation risk. **Ecosphere**, v. 15, n. 11, 13 nov. 2024.

ROWCLIFFE, J. M. **activity: Animal Activity Statistics. CRAN: Contributed Packages**, 29 set. 2023.

RUIZ-MIRANDA, C.R., ALVES-EIGENHEER, M., BRAGA, C.A.C., DRUMMOND, L.O.; FERREIRA, S.F., FRANCISCO, T.M., GONÇALVES, P.R., GINÉ, G., HENRY, M.D., LUCAS, P.S., MARTINS, A., MONTEIRO, L., MUREB, L.S., PRIANTE, C., SOFFIATI, F.L. Monitoramento de uso e travessia das faixas de dutos, antes e depois da instalação das estruturas de travessia, e do uso e travessia nestas estruturas. Relatório Técnico 06. Em: Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para a Mastofauna e análise da eficácia de estruturas de travessias de fauna. Petrobrás – Petróleo Brasileiro S.A. (382 pp). 2023.

RUMIZ, D. et al. **Guia de identificação de partes de FELINOS**. [s.l.] ICMBio, 2022.

SAMPAIO, R.; BEISIEGEL, B.; MENDES PONTES, A. R. Avaliação do risco de extinção do jupará *Potos flavus* (Schreber, 1774) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 277–282, 17 out. 2013.

SANDERSON, J.; HARRIS, G. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. 2013.

SANTOS, F. et al. Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. **PLOS ONE**, v. 14, n. 3, p. e0213671, 12 mar. 2019.

SANTOS, S. L.; DE LA FUENTE, M. F.; ALVES, R. R. N. Patterns associated with hunting with dogs in a semiarid region of northeastern Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 18, n. 1, p. 71, 18 dez. 2022.

SANTOS, T. et al. Spatial and temporal ecology of *Cerdocyon thous*: a mesopredator canid coping with habitat loss, fragmentation, and chronic anthropogenic disturbances. **Landscape Ecology** **2024 39:8**, v. 39, n. 8, p. 157-, 15 ago. 2024.

SEARLE, C. E.; SMIT, J. B.; CUSACK, J. J.; STRAMPELLI, P.; GRAU, A.; MKUBURO, L.; MACDONALD, D. W.; LOVERIDGE, A. J.; DICKMAN, A. J. Temporal partitioning and spatiotemporal avoidance among large carnivores in a human-impacted African landscape. **PLOS ONE**, v. 16, n. 9, p. e0256876, 10 set. 2021.

SECCO, H.; ALVES DA ROSA, C.; GONÇALVES, P. R. Biodiversity crisis on Brazilian roads. **Biodiversity**, v. 19, n. 3–4, p. 219–220, 2 out. 2018.

SEIBERT, J. B.; DE OLIVEIRA MOREIRA, D.; MENDES, S. L.; GATTI, A. Diet of two sympatric felids (*Leopardus guttulus* and *Leopardus wiedii*) in a remnant of Atlantic forest, in the montane region of Espírito Santo, southeastern Brazil. 2015;

SEPÚLVEDA, M. A. et al. Domestic Dogs in Rural Communities around Protected Areas: Conservation Problem or Conflict Solution? **PLOS ONE**, v. 9, n. 1, p. e86152, 20 jan. 2014.

SÉVÊQUE, A. et al. Human disturbance has contrasting effects on niche partitioning within carnivore communities. **Biological Reviews**, v. 95, n. 6, p. 1689–1705, 1 dez. 2020.

SILVA, K. V. K. DE A. et al. Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in an urban Atlantic Forest reserve. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 228–233, 1 out. 2018.

SILVA-RODRÍGUEZ, E. A.; SIEVING, K. E. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 25, n. 4, p. 808–815, ago. 2011.

SLATER, G. J.; FRISCIA, A. R. Hierarchy in adaptive radiation: A case study using the Carnivora (Mammalia). **Evolution**, v. 73, n. 3, p. 524–539, mar. 2019.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE MASTOZOOLOGIA (SBMz). Lista de Mamíferos do Brasil v2024-1. Disponível em: <https://zenodo.org/records/14536925>. 2024. Acesso em: 25 de nov 2025.

SOLLMANN, R., TÔRRES, N.M., SILVEIRA, L. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. *Cat News Special Issue 4*, 15-20. 2008.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L. S. C. DE A.; DE OLIVEIRA, R. R. The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. In: **The Atlantic Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 25–44.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica PERÍODO 2022-2023 - RELATÓRIO TÉCNICO**. São Paulo, 2024.

SRBEK-ARAUJO, AC.; CHIARELLO, AG. 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, nov. 2008.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, out. 2010.

TROVATI, R. G. et al. Habitat use and home range of brown-nosed coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 3, p. 1069–1077, 2010.

TROVATI, R. G.; BUENO DE CAMPOS, C.; ALVES DE BRITO, B. **Nota sobre convergência e divergência alimentar de canídeos e felídeos (Mamalia: Carnivora) simpátricos no Cerrado brasileiro.** 2008.

TURCATTI, S.; TIRELLI, F. P.; QUEIROLO, D. Spatial distribution and daily activity patterns of three carnivore species in temperate grasslands of southern Brazil and northern Uruguay: Distribuição espacial e padrões de atividade diária de três espécies de carnívoros em pastagens temperadas do sul.... **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 6, n. 4, p. 3572–3589, 27 nov. 2023.

TURNER M.G., GARDNER R.H. & O'NEILL R.V. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. **Springer**, New York. 2001.

KARANTH, K. et al. Spatio-temporal interactions facilitate large carnivore sympatry across a resource gradient. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1848, 8 fev. 2017.

VANAK, A. T. et al. Top-dogs and under-dogs: Competition between dogs and sympatric carnivores. **Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation**, 8 maio 2015.

VANAK, A. T.; GOMPPER, M. E. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. **Mammal Review**, v. 39, n. 4, p. 265–283, 1 out. 2009.

VERCAUTEREN, K. et al. Dogs as mediators of conservation conflicts. In: **Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation**. [s.l.] Oxford University Press, 2013. p. 211–238.

VILELA, A. L. O.; LAMIM-GUEDES, V. CÃES DOMÉSTICOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: IMPACTOS E CONTROLE. **Holos Environment**, v. 14, n. 2, p. 198, 17 out. 2014.

VIVIANO, A.; MORI, E.; FATTORINI, N.; MAZZA, G.; LAZZERI, L.; PANICHI, A.; STRIANESE, L.; MOHAMED, W. F. Spatiotemporal Overlap between the European Brown Hare and Its Potential Predators and Competitors. **Animals**, v. 11, n. 2, p. 562, 21 fev. 2021.

WANG, B. et al. Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 9, p. 5049–5062, 1 maio 2019.

WEARN, O. R.; GLOVER-KAPFER, P. **Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices**. 2017.

WEI, T.; SIMKO, V. **corrplot: Visualization of a Correlation Matrix**. **CRAN: Contributed Packages**, 10 abr. 2010.

WHITEMAN, C. W. et al. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 138, n. 1–2, p. 290–296, ago. 2007.

WINNIE, J.; CREEL, S. The many effects of carnivores on their prey and their implications for trophic cascades, and ecosystem structure and function. **Food Webs**, v. 12, p. 88–94, set. 2017.

WOODROFFE, R. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. **Animal Conservation**, v. 3, n. 2, p. 165–173, 28 maio 2000.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. **Science**, v. 280, n. 5372, p. 2126–2128, 26 jun. 1998.

ZAMORA-NASCA, L. B.; DI VIRGILIO, A.; LAMBERTUCCI, S. A. Online survey suggests that dog attacks on wildlife affect many species and every ecoregion of Argentina. **Biological Conservation**, v. 256, p. 109041, 1 abr. 2021.

ZAPATA-RÍOS, G.; BRANCH, L. C. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. **Biological Conservation**, v. 193, p. 9–16, 1 jan. 2016.

ZIMMER, M. et al. Crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) coexist with dogs (*Canis familiaris*) through spatiotemporal segregation. **DiCon**, v. 2, n. 1, p. 35, 5 out. 2025.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, mar. 2010.

9. MATERIAL SUPLEMENTAR

Lista das espécies consideradas potenciais presas dos carnívoros registrados na APA da Bacia do Rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

PREDADOR	PRESAS E POTENCIAIS PRESAS	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
<i>Canis familiaris</i>	<i>Akodon cursor</i>	Michell & Banks, 2005
	<i>Cabassous tatouay</i>	Galetti & Sazima, 2006
	<i>Callithrix sp</i>	Campos et al., 2007
	<i>Cerdocyon thous</i>	Vanak & Gompper, 2009
	<i>Coendou spinosus</i>	Lessa et al., 2016
	<i>Cuniculus paca</i>	Pereira et al., 2019
	<i>Dasyprocta leporina</i>	Guedes et al., 2021
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	
	<i>Dasypus septemcinctus</i>	
	<i>Dasypus sp</i>	
	<i>Didelphis aurita</i>	
	<i>Eira barbara</i>	
	<i>Galictis cuja</i>	
	<i>Guerlinguetus ingrani</i>	
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	
	<i>Leontopithecus rosalia</i>	
	<i>Leopardus pardalis</i>	
	<i>Leopardus wiedii</i>	
	<i>Marmosops incanus</i>	
	<i>Metachirus myosurus</i>	
	<i>Micoureus paraguayanus</i>	
	<i>Monodelphis sp</i>	
	<i>Nasua nasua</i>	
	<i>Nectomys squamipes</i>	

PREDADOR	PRESAS E POTENCIAIS PRESAS	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
	<i>Oecomys catherinae</i> <i>Philander quica</i> <i>Procyon cancrivorus</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Tamandua tetradactyla</i> <i>Trinomys eliasi</i>	
<i>Cerdocyon thous</i>	<i>Akodon cursor</i> <i>Cuniculus paca</i> <i>Dasyprocta leporina</i> <i>Dasypus novemcinctus</i> <i>Dasypus septemcinctus</i> <i>Dasypus sp</i> <i>Didelphis aurita</i> <i>Guerlinguetus ingrani</i> <i>Marmosops incanus</i> <i>Metachirus myosurus</i> <i>Micoureus paraguayanus</i> <i>Monodelphis sp</i> <i>Nasua nasua</i> <i>Nectomys squamipes</i> <i>Oecomys catherinae</i> <i>Philander quica</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Tamandua tetradactyla</i> <i>Trinomys eliasi</i>	Farrell et al., 2000 Juarez & Marinho-Filho, 2002 Bueno & Motta-Júnior, 2004 Trovati et al., 2008 Rocha et al., 2008 Abreu et al., 2010 Raíces & Bergallo, 2010 Bianchi et al., 2014 Dutra-Vieira et al., 2024
<i>Nasua nasua</i>	<i>Akodon cursor</i> <i>Cuniculus paca</i>	Alves-Costa et al., 2004 Santos & Beisiegel, 2006

PREDADOR	PRESAS E POTENCIAIS PRESAS	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
	<i>Dasyprocta leporina</i> <i>Didelphis aurita</i> <i>Guerlinguetus ingrami</i> <i>Marmosops incanus</i> <i>Metachirus myosurus</i> <i>Micoureus paraguayanus</i> <i>Monodelphis sp</i> <i>Nectomys squamipes</i> <i>Oecomys catherinae</i> <i>Philander quica</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Trinomys eliasi</i>	Hirsch, 2009 Bianchi et al., 2014
<i>Leopardus spp.</i>	<i>Akodon cursor</i> <i>Cabassous tatouay</i> <i>Callithrix sp</i> <i>Coendou spinosus</i> <i>Cuniculus paca</i> <i>Dasyprocta leporina</i> <i>Dasypus novemcinctus</i> <i>Dasypus septemcinctus</i> <i>Dasypus sp</i> <i>Didelphis aurita</i> <i>Guerlinguetus ingrami</i> <i>Leontopithecus rosalia</i> <i>Marmosops incanus</i> <i>Metachirus myosurus</i> <i>Micoureus paraguayanus</i> <i>Monodelphis sp</i>	Giaretta, 2002 Villa-Meza et al., 2002 Wang, 2002 Moreno et al., 2006 Bianchi & Mendes, 2007 Abreu et al., 2008 Bianchi et al., 2010 Seibert et al., 2015 Griffiths et al., 2020 Santos et al., 2022

PREDADOR	PRESAS E POTENCIAIS PRESAS	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
	<i>Nectomys squamipes</i> <i>Oecomys catherinae</i> <i>Philander quica</i> <i>Procyon cancrivorus</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Tamandua tetradactyla</i> <i>Trinomys eliasi</i>	
<i>Eira barbara</i>	<i>Akodon cursor</i> <i>Cabassous tatouay</i> <i>Callithrix sp</i> <i>Cuniculus paca</i> <i>Dasyprocta leporina</i> <i>Dasypus novemcinctus</i> <i>Dasypus septemcinctus</i> <i>Dasypus sp</i> <i>Didelphis aurita</i> <i>Guerlinguetus ingrami</i> <i>Leontopithecus rosalia</i> <i>Marmosops incanus</i> <i>Metachirus myosurus</i> <i>Micoureus paraguayanus</i> <i>Monodelphis sp</i> <i>Nectomys squamipes</i> <i>Oecomys catherinae</i> <i>Philander quica</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Trinomys eliasi</i>	Presley & Smith, 2000 Camargo & Ferrari, 2006 Bezerra et al., 2009 Grotta-Neto et al., 2020