

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ROBERTO FUSCO COSTA

DISTRIBUIÇÃO E MONITORAMENTO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE EM ÁREAS PROTEGIDAS NA FLORESTA ATLÂNTICA
COSTEIRA, ESTADO DO PARANÁ, SUL DO BRASIL.

CURITIBA
2014

ROBERTO FUSCO COSTA

DISTRIBUIÇÃO E MONITORAMENTO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE EM ÁREAS PROTEGIDAS NA FLORESTA ATLÂNTICA
COSTEIRA, ESTADO DO PARANÁ, SUL DO BRASIL.

Tese apresentada ao Curso de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Conservação.
Orientador: Mauricio O. Moura

CURITIBA
2014



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



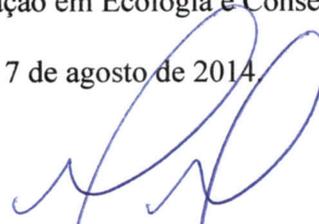
PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Roberto Fusco Costa** para fins de adquirir o título de Doutora em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

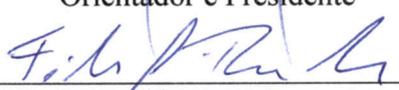
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 7 de agosto de 2014

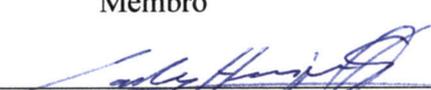
BANCA EXAMINADORA:



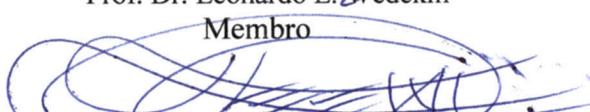
Prof. Dr. Mauricio Oswaldo Moura
Orientador e Presidente



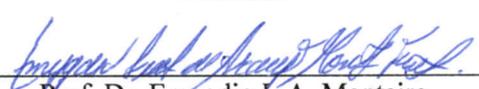
Prof. Dr. Fábio Daura Jorge
Membro



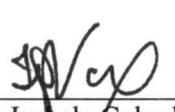
Prof. Dr. Leonardo L. Wedekin
Membro



Prof. Dr. Carlos Henrique Salvador de Oliveira
Membro



Prof. Dr. Emygdio L.A. Monteiro
Membro

Visto: 

Prof.^a Dra. Isabela Galarda Varassin
Coordenadora do PPG-ECO

AGRADECIMENTOS

Essa tese não seria possível sem o apoio do Instituto de Pesquisas Cananéia - IPeC e das Reservas Naturais administradas pela Fundação Grupo Boticário e a Sociedade da Pesquisa da Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS. Sou especialmente grato aos gerentes das reservas, Reginaldo e Eros, e ao Ricardo Britez da SPVS pela oportunidade, apoio, amizade e incentivo a realização desse trabalho que veio desde 2009 com a discussão sobre programas de monitoramento de espécies e a necessidade de avaliar a efetividade de conservação das áreas protegidas. À equipe de guardas-parque, que eu tive o privilégio de conhecer, pela amizade, ajuda fundamental no campo e pelo conhecimento transmitido sobre a fauna e flora local durante as nossas andanças pelo mato: Daniel, Amantino, Jandir, João Maria, Toninho, Vando, João Pontes, Alceu, Josenei, Robertinho, Dine, Darci, Eliseu, Lino, Seu Pedro, Valdir e Jesiel.

Ao meu orientador e amigo, Mauricio O. Moura (vulgo free way), pelo conhecimento transmitido e das valiosas discussões sobre a pesquisa, pela paciência em me aturar por mais de quatro anos, ajuda e compreensão nos momentos mais difíceis.

Ao povo do Moura Lab, Tata, Renattho, Peterson, Georgia, Fer Bonetti, Karine, Mel, Amandinha, Cris, André Tritão, Marcelo, Sabrina e demais agregados pelos churrascos, pelo ambiente divertido, amizade, discussões...

Ao professor e amigo Emygdio L. A. Monteiro Filho, que desde 2003 vem participando, incentivando e auxiliando nas minhas pesquisas através do seu conhecimento de muitos e muitos e muitos... anos sobre a biologia e ecologia de vertebrados. Ao Gabriel Magezi pelas conversas e ajuda no campo e aos demais amigos do Laboratório de Biologia e Ecologia de Vertebrados, Caio, Rebeca, Eric, Lucimary e Fabiana.

À galera do tempo da graduação na UFSC, Léo, papai Fábio e papai Caique pelas discussões estatísticas do trabalho.

Aos meus pais e toda minha família, pelo amor e apoio em todos os momentos da minha vida. E não posso jamais deixar de agradecer a minha companheira Bianca, que me trouxe uma nova família, a qual tenho orgulho de fazer parte, além do amor, paciência, carinho... em todos estes anos, e por ter feito parte de todos os momentos dessa pesquisa.

À CAPES pela bolsa de doutorado e à Fundação Grupo Boticário pelo financiamento da pesquisa.

A todos, muito obrigado!!!

RESUMO GERAL

A função básica de áreas protegidas é separar elementos da biodiversidade de processos que ameaçam sua existência na natureza. Nesse sentido, as áreas protegidas deveriam cumprir um papel importante na manutenção das populações de animais, servindo em muitos casos como áreas de refúgio e fonte de indivíduos. Mamíferos de médio e grande porte são particularmente espécies vulneráveis às perturbações antrópicas (e.g. alteração e fragmentação do habitat, caça, presença de espécies invasoras) sendo um grupo indicado para pesquisas voltadas à conservação. Assim, acessar o status dessas espécies no tempo e espaço é fundamental para avaliar a efetividade de proteção e para propor ações necessárias para que minimizem a perda de espécies. Essa pesquisa foi realizada em quatro áreas particulares protegidas (Reservas Naturais) de Floresta Atlântica costeira do litoral norte do Estado do Paraná. A tese está dividida em dois capítulos apresentados em formato de artigo científico, em que foram abordados aspectos relacionados ao monitoramento, status de conservação e distribuição das espécies de mamíferos de médio e grande porte.

No Capítulo 1, avaliamos o desempenho entre dois métodos de levantamento, utilizando armadilha fotográfica e a observação de rastro, com o objetivo de propor um procedimento metodológico mais eficiente no monitoramento de mamíferos de médio e grande porte nas Reservas Naturais estudadas. O levantamento por pegadas foi realizado por guardas-parque, que são moradores locais e possuem experiência na identificação dos mamíferos por rastros. Através de repetidas ocasiões de levantamento, utilizamos modelos de ocupação para estimar a probabilidade de detecção de cada espécie e para avaliar a eficiência relativa de cada método. Os nossos resultados indicaram que para as áreas protegidas estudadas, o método de observação de rastro em trechos de trilha é a estratégia mais eficiente para avaliar e monitorar a ocupação de mamíferos de médio e grande porte, incluindo espécies ameaçadas de extinção e alvos de caça.

No Capítulo 2, acessamos o status de ocupação e avaliamos a distribuição de mamíferos alvos de caça em relação às variáveis de habitat, distância da estrada e à presença da espécie não nativa, o cachorro-doméstico nas quatro Reservas Naturais. Para isso, foi utilizado o método de observação de rastros, como indicado pelo Capítulo 1, para coleta de dados de detecção e não detecção em 60 sítios amostrais. Houve evidências que sustentam a hipótese de um efeito de borda sobre a ocorrência e a distribuição do cateto e puma. Esse efeito foi manifestado pela diminuição da proporção de sítios usados somente a partir de locais mais próximos da estrada (< 2km). Ainda, a presença do cachorro-doméstico dentro das reservas influencia negativamente a intensidade de uso dos catetos em locais com maior quantidade de floresta inicial. A ausência de um efeito de borda para a maioria das espécies analisadas sugere que o nível de proteção dentro das reservas tem sido eficiente na mitigação da caça dentro dos seus perímetros. Ainda, nós discutimos e recomendamos ações para aumentar a efetividade de proteção das reservas em relação a invasão de cachorros-domésticos e a persistência de grandes mamíferos, como a anta e o queixada.

ABSTRACT

The basic function of protected areas is to separate elements of biodiversity from processes that threaten their existence in nature. In this way, protected areas should play an important role in maintaining animal populations, such as refuge and individual source areas. Medium and large mammals are particularly vulnerable to anthropogenic disturbances (e.g. habitat alteration and fragmentation, poaching, presence of invasive species) being an indicated group for researches focused on conservation. Thus, assessment of the status of these species in space and time is fundamental to evaluate the protection effectiveness and to propose actions aimed to minimize the loss of species. This research was conducted in four private protected areas (nature reserves) of coastal Atlantic Forest at north of Paraná State. The thesis is divided into two chapters presented in a scientific paper format, in which aspects related to monitoring, conservation status and distribution of species of medium and large mammals had been addressed.

In Chapter 1, we evaluate the performance between two survey methods, using camera traps and tracks observation, aiming to propose a more efficient methodological approach for monitoring medium and large mammals in the Nature Reserves studied. Track survey was conducted by park rangers, who are local residents with experience in identifying traces of mammals. By repeatedly surveys occasions, we used occupancy models to estimate the detection probability of each species and to evaluate the methods efficiency. Our results indicated that, for the protected areas studied, the method of track observation in trail is the most efficient strategy to evaluate and monitoring the occupation of medium and large mammals, including endangered and hunted species.

In Chapter 2, we assessed the occupation status and evaluate the distribution of hunting mammals in relation to habitat variables, road distance and the presence of non-native species, the domestic dog, in the four Nature Reserves. We used track observation method, as indicated in Chapter 1, to collect detection and non-detection data at 60 sampling sites. There was evidence of the edge effect hypothesis on the occurrence and distribution of the collared peccary and puma. This effect was expressed by a decrease in the proportion of sites used only from locations near to the roads (<2km). Still, the presence of domestic dogs within the reserves negatively influences the collared peccaries intensity use in areas with higher proportion of initial forest. Since there was not edge effect for most species analyzed it suggests that the level of protection has been effective in mitigating hunting within reserves perimeters. Still, we discuss and recommend actions to increase the effectiveness of protection of the reserves about the invasion of domestic dogs and to assist the persistence of large mammals such as tapirs and white-lipped peccaries.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Área de estudo em um remanescente contínuo de Floresta Atlântica costeira no Estado do Paraná, sul do Brasil, com a localização das quatro reservas naturais..... 22

CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Área de estudo mostrando o remanescente contínuo de Floresta Atlântica costeira com destaque às quatro Reservas Naturais: Morro da Mina (1), Rio Cachoeira norte (2a) e sul (2b), Serra do Itaqui (3) e Salto Morato (4). A parte branca no entorno das reservas representa áreas não florestadas com a ocupação de pequenos vilarejos rurais..... 41
- Figura 2 - Efeito das variáveis selecionadas sobre a ocupação ($\hat{\psi}$) e a detectabilidade (\hat{p}) dos mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro-doméstico, em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. As barras verticais indicam ± 1 .Erro Padrão (EP). RNMM = Reserva Natural Morro da Mina; RNRC = Reserva Natural Rio Cachoeira; RNSI = Reserva Natural Serra do Itaqui e RNSM = Reserva Natural Salto Morato..... 54
- Figura 3 - A. probabilidade de detecção do cateto em relação a quantidade de floresta inicial, na ausência (pB) e na presença (rB) do cachorro-doméstico. B. probabilidade de detecção do tatu-galinha entre as reservas, na ausência e presença do cachorro-doméstico. As barras verticais indicam ± 1 .Erro Padrão (EP)..... 57
- Figura 4 - Período de atividade em relação ao número de registros obtidos por armadilhas fotográficas..... 58

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1 - Seleção dos modelos explorando o efeito de duas abordagens metodológicas, observação de rastro e armadilha fotográfica, na detectabilidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas protegidas na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. A probabilidade de detecção pode variar entre os métodos $p(\text{método})$, ou não $p(\cdot)$. AICc: Critério de Informação Akaike para pequenas amostras, Δ AICc: diferença dos valores de AICc em relação ao melhor modelo, e o peso: peso da evidência do modelo..... 27
- Tabela 2 - Probabilidades de detecção estimadas p (Erro Padrão) dos mamíferos de médio e grande porte através de duas abordagens metodológicas, observação de rastro (p_{rastro}) e armadilha fotográfica (p_{arm}), em 41 sítios amostrais. p = probabilidade de detecção por ocasião; p^* = probabilidade de a espécie ser detectada ao menos uma vez durante $K = 5.3$ ocasiões. n_i = espécies não identificadas pelo método de observação de rastros..... 28
- Tabela 3 - Esforço amostral necessário de cada método para ter no mínimo 85% de chance de detectar a espécie pelo menos uma vez, com base nas probabilidades de detecção estimadas dos mamíferos de médio e grande porte. Cada ocasião representa uma visita para observação de rastro e 10 dias de armadilhamento fotográfico..... 30

CAPÍTULO 2

- Tabela 1 - Classificação do status de ocupação com base na ocupação média estimada $\hat{\psi}$ (SE) (ver Apêndice B) de 10 espécies de mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro-doméstico, em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. Morro da Mina (MM), Rio Cachoeira (RC), Serra do Itaquí (SI) e Salto Morato (SM). Alto ($\hat{\psi} > 66\%$); moderado ($34\% \leq \hat{\psi} \leq 66\%$); baixo ($\hat{\psi} < 34\%$)..... 50
- Tabela 2 - Resumo da seleção dos modelos de ocupação para os dados de seis espécies de mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro doméstico, em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. Somente modelos com um peso > 0.1 são mostrados. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras, Δ AICc: diferença nos valores de AICc entre cada modelo e o melhor modelo; peso do modelo que varia de 0 a 1, N Par: número de parâmetros do modelo e $-2\log L$: duas vezes o negativo de log-likelihood..... 51
- Tabela 3 - Seleção dos modelos de ocupação de duas espécies, testando a influência do cachorro-doméstico (espécie A) sobre cada um dos seis mamíferos alvos de caça (espécie B) em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná sul do Brasil..... 55

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| Introdução Geral..... | 9 |
| CAPÍTULO 1..... | 17 |
| Detecting medium and large mammals at protected areas in the coastal Atlantic Forest, southern Brazil: A test of methodological procedures and its effect on field effort | |
| Resumo..... | 18 |
| Introdução..... | 19 |
| Materiais e Métodos..... | 21 |
| Área de estudo..... | 21 |
| Amostragem e procedimentos de campo..... | 23 |
| Observação de rastros..... | 23 |
| Armadilhas fotográficas..... | 24 |
| Análise dos dados..... | 25 |
| Resultados..... | 26 |
| Discussão..... | 30 |
| Referências bibliográficas..... | 33 |
| CAPÍTULO 2..... | 36 |
| Does edge effect reduce the chances of occupancy and detectability of hunted mammals in protected areas within a continuous forest landscape? | |
| Resumo..... | 37 |
| Introdução..... | 38 |
| Métodos..... | 40 |
| Área de estudo..... | 40 |
| Amostragem e levantamento dos mamíferos..... | 42 |
| Estimativa e Modelagem de ocupação..... | 44 |
| Resultados..... | 48 |
| Status de ocupação..... | 48 |
| Efeitos das variáveis sobre a ocupação e detectabilidade..... | 51 |
| Influência do cachorro doméstico e período de atividade..... | 55 |
| Discussão..... | 58 |
| Conclusões e recomendações para o manejo das reservas..... | 61 |
| Literatura citada..... | 62 |
| Apêndices..... | 68 |
| Anexo..... | 76 |

INTRODUÇÃO GERAL

O aumento da conversão de áreas naturais em pastagens, agricultura e áreas urbanas tem resultado na perda de habitat e de espécies (Cincotta *et al.* 2000, Dirzo *et al.* 2014). Para mitigar a influência negativa de atividades humanas sobre a biodiversidade, o estabelecimento de áreas protegidas tem sido a peça central nas estratégias globais de conservação. A função básica de áreas protegidas ou unidades de conservação é separar elementos da biodiversidade de processos que ameaçam sua existência na natureza (Margules & Pressey 2000). Nesse sentido, as áreas protegidas deveriam cumprir um papel importante na preservação de habitats naturais e na manutenção das populações de animais, servindo em muitos casos como áreas de refúgio ou fonte de indivíduos (Margules & Pressey 2000, Novaro *et al.* 2000). No entanto, algumas áreas protegidas não tem funcionado eficientemente, a despeito da maioria das reservas ter níveis de proteção adequados (Bruner *et al.* 2001, De Fries *et al.* 2005) e reter uma maior biodiversidade em relação às áreas alteradas do entorno (Coetzee *et al.* 2014).

Como as áreas protegidas são, geralmente, delineadas com base em critérios não ecológicos, elas, às vezes, excluem uma porção de área que é necessária para manter, por exemplo, a movimentação de organismos, fluxo de nutrientes ou processos populacionais dentro delas (Margules & Pressey 2000, Hansen & DeFries 2007). Nesse sentido, o aumento de perturbações antrópicas no entorno de áreas protegidas pode resultar em alterações na distribuição, na redução de abundância ou na perda de espécies dentro das reservas (Hansen & DeFries 2007, Gaston *et al.* 2008). Hansen & DeFries (2007) propuseram

diferentes mecanismos pelo qual o uso do solo no entorno de áreas protegidas pode influenciar a abundância ou distribuição de organismos dentro das reservas. Estes mecanismos envolvem, por exemplo, mudanças no tamanho efetivo, com implicações no efeito espécie-área, onde a medida que os habitats em áreas do entorno são destruídos, o tamanho funcional da reserva diminui e o risco de extinção na reserva é aumentado; perda de habitats cruciais fora das reservas, uma vez que esses habitats podem representar áreas de utilização sazonal para espécies migratórias ou áreas fonte de populações e maior exposição aos humanos através da caça, espécies exóticas e doenças, prevendo um aumento no risco de mortalidade de indivíduos na borda da reserva, com a extensão do efeito diminuindo a medida que se distancia da borda. Nesse cenário, as estimativas populacionais são, portanto, necessárias, como uma primeira etapa para conhecer o status de conservação das espécies de interesse, avaliar os efeitos previstos por um determinado mecanismo dentro de um contexto local e a partir do monitoramento avaliar a efetividade das ações de manejo.

Como os levantamentos de abundância são difíceis de realizar na prática, dados de presença/ausência ou índices de abundância (i.e. contagem estatística que assume estar relacionada com a abundância real) são geralmente utilizados em programas de monitoramento para inferir sobre o status de conservação da espécie de interesse. No entanto, quando esses levantamentos assumem implicitamente uma detectabilidade constante, a contagem estatística pode estar enviesada (Mackenzie *et al.* 2002). A detectabilidade pode variar entre espécies, sendo afetada por vários fatores além da abundância, como variáveis espaciais (e.g. local de amostragem) e

temporais (e.g. sazonalidade, condições do tempo) presentes em uma determinada escala de amostragem, e entre métodos de detecção (Thompson *et al.* 1998). Ignorar a imperfeição na detectabilidade tem gerado críticas porque os resultados podem estar enviesados e gerar interpretações equivocadas sobre os parâmetros de interesse, comprometendo a confiabilidade dos programas de monitoramento em avaliar mudanças nas populações no tempo e espaço (Yoccoz *et al.* 2001, Mackenzie *et al.* 2002, O'Connell *et al.* 2006, Noon *et al.* 2012). Recentemente, modelos de ocupação têm sido utilizados para inferir sobre o status e a dinâmica da distribuição das espécies (e.g. proporção de sítios ocupados), incorporando a premissa de uma detectabilidade imperfeita (Mackenzie *et al.* 2002, Long *et al.* 2010, Karanth *et al.* 2011). Ainda, tais modelos permitem não somente avaliar as variáveis espaciais e temporais que podem afetar a detectabilidade e a ocupação das espécies, mas também a eficiência relativa de diferentes procedimentos metodológicos de levantamento no registro da ocorrência das espécies de interesse (O'Connell *et al.* 2006, Nichols *et al.* 2008).

Em um grande remanescente contínuo de Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, algumas áreas protegidas foram estabelecidas próximas a pequenos adensamentos rurais. Nessa região, ocorrem atividades ilegais de caça e presença de cachorros-domésticos (Andriguetto-Filho *et al.* 1998) que podem ser considerados potenciais ameaças à conservação de mamíferos de médio e grande porte.

As evidências empíricas da pressão de caça sobre mamíferos de médio e grande porte (e.g. ungulados, tatus, grandes roedores) mostram que eles podem sofrer reduções populacionais nas áreas mais acessíveis aos

caçadores (Peres 1996, Bodmer *et al.* 1997, Hill *et al.* 1997, Carrillo *et al.* 2000, Novaro *et al.* 2000), tornando mamíferos caçados espécies vulneráveis ao efeito de borda nas reservas perto de adensamentos humanos. Além da pressão de caça, a proximidade com habitações humanas facilita a ocorrência de cachorros-domésticos nas áreas protegidas (Lacerda *et al.* 2009). Em comunidades rurais, esses animais são geralmente utilizados como método de caça na busca ativa por presas (Koster 2008). Além disso, quando abandonados ou mal alimentados pelos seus donos, os cachorros utilizam a floresta para forragear, perseguindo ou predando espécies nativas, especialmente mamíferos. Outros efeitos de cachorros nas áreas de proteção incluem a transmissão de doenças e a competição com outros predadores (Lenth *et al.* 2008, Silva-Rodríguez & Sieving 2011, Young *et al.* 2011).

Para gerar informação-base no monitoramento e avaliar a efetividade de proteção das reservas quanto a influência de adensamentos rurais sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos de médio e grande porte dentro das reservas, os objetivos gerais dessa pesquisa foram: (1) avaliar o desempenho de dois procedimentos metodológicos, armadilhamento fotográfico e observação de rastros com a participação de guardas-parque na coleta dos dados, na detectabilidade das espécies de mamíferos de médio e grande porte. A partir dos resultados, esperamos propor um monitoramento da ocupação das espécies nas reservas estudadas com base no procedimento metodológico que obteve maior desempenho na detectabilidade, e (2) acessar o status de ocupação e avaliar a distribuição de mamíferos alvos de caça em relação às variáveis de habitat, distância da estrada e à presença da espécie não nativa, o cachorro-doméstico nas reservas estudadas.

Referências bibliográficas

Andriguetto-Filho, J. M., A. C. Krüger & M. B. R. Lange. (1998). Caça, biodiversidade e gestão ambiental na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Biotemas* **11**,133–156.

Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg & K. H. Redford. (1997). Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conservation Biology* **11**,460–466.

Bruner, A. G., R.E., Gullison, R.E., Rice & G. A., da Fonseca. (2001) Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**, 125–8.

Carrillo, E., G.,Wong & A. D., Cuarón. (2000). Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*. **14**, 1580–1591.

Cincotta, R.P., J., Wisnewski & R., Engelman. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* **404**, 990–2.

Coetzee, B.W.T., K.J., Gaston & S.L., Chown. (2014). Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: a meta-analysis. *PloS one* **9**, doi: 10.1371/journal.pone.0105824.

DeFries, R., A., Hansen, A.C., Newton & M.C., Hansen. (2005). Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* **15**, 19–26.

Dirzo, R., H.S., Young, M., Galetti, G., Ceballos, N.J.B., Isaac & B., Collen. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* **345**, 401–406.

Gaston, K.J., S.F., Jackson, L., Cantú-Salazar & G., Cruz-Piñón. (2008). The Ecological Performance of Protected Areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **39**, 93–113.

Hansen, A.J. & R. DeFries. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas. *Ecological Applications* **17**, 974–988.

Hill, K. I. M., J. Padwe, C. Bejyvagi, A. Bepurangi, F. Jakugi, T. Tykuarangi & R. Tykuarangi. (1997). Impact of Hunting on Large Vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* **11**, 1339–1353.

Karanth, K. U., A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, S. Vaidyanathan, J. D. Nichols & D. I. MacKenzie. (2011). Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* **48**, 1048–1056.

Koster, J. (2008). The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation* **35**, 211–220.

Lacerda, C. R., W. M. Tomas & J. Marinho-Filho. (2009). Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* **12**, 477–487.

Lenth, B., R. Knight & M. E. Brennan. (2008). The effects of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal* **28**, 218–227.

Long, R.A., T.M., Donovan & J.S., Buzas. (2010). Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. *Landscape Ecology* **26**, 327-340.

MacKenzie, D. I., J. D., Nichols, J. B., Lachman, S., Droege, J. O., Royle & C. A., Langtimm. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. **83**, 2248-2255.

Margules, C.R. & R.L., Pressey. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* **405**, 243–53.

Nichols, J.D., L.L., Bailey, F., Allan, O.C., Jr, N.W., Talancy, E.H.C., Grant, A.T., Gilbert, E.M., Annand & P., Thomas. (2008) Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology* **45**, 1321–1329.

Noon, B.R., Bailey, L.L., Sisk, T.D. & McKelvey, K.S. (2012) Efficient species-level monitoring at the landscape scale. *Conservation biology*, **26**, 432–41.

Novaro, A. J., K. H. Redford & R. E. Bodmer. (2000). Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology* **14**,713–721.

O'Connell, A. F., N. W., Talancy, L. L., Bailey, J. R., Sauer, R., Cook & A. T., Gilbert. (2006). Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a Coastal Ecosystem. *Journal of Wildlife Management*. **70**, 1625–1633.

Peres, C. A. (1996). Population Status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted amazonian forests. *Biological Conservation* **77**,115–123.

Silva-Rodríguez, E.& K. E. Sieving. (2011). Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* **25**, 808–815.

Thompson, W. L., G. C., White & C., Gowan. (1998). *Monitoring Vertebrate Populations*. San Diego: Academic Press.

Yoccoz, N. G., J. D. Nichols & T. Boulinier. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* **16**, 446–453.

Young, J. K., K. Olson, R. P. Reading, S. Amgalanbaatar & J. Berger. (2011). Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming Dogs on Wildlife Populations. *BioScience* **61**, 125–132.

CAPÍTULO 1

Detecting medium and large mammals at protected areas in the coastal Atlantic Forest, southern Brazil: A test of methodological procedures and its effect on field effort

Manuscrito formatado conforme as normas da revista Animal Conservation (ISSN: 1469-1795; FI: 2.5)

Detecting medium and large mammals at protected areas in the coastal Atlantic Forest, southern Brazil: A test of methodological procedures and its effect on field effort.

Resumo

Programas de monitoramento vem utilizando uma abordagem de levantamento multiespécies para avaliar e monitorar mudanças nas populações no tempo e no espaço, requerendo o uso de metodologias efetivas na detectabilidade de espécies. Em um sistema de amostragem em trilhas avaliamos o desempenho entre dois métodos de amostragem, utilizando armadilha fotográfica e a observação de rastro, na detectabilidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas protegidas na Floresta Atlântica costeira, sul do Brasil. Dados de detecção e não detecção das espécies foram coletados em 41 sítios amostrais. Cada sítio consistiu em um trecho de 600 m de trilha para observação de rastros e uma armadilha fotográfica instalada em um ponto ao longo desse trecho. O levantamento de rastros foi realizado por guardas-parque que conheciam a fauna local e tinham experiência na identificação dos mamíferos. Através de repetidas ocasiões de levantamento, utilizamos modelos de ocupação para estimar a probabilidade de detecção de cada espécie e para avaliar a eficiência relativa de cada método. Um total de 21 espécies foi registrada. Dos 15 mamíferos registrados pelos dois métodos, o método de observação de rastro teve um desempenho similar e melhor na detectabilidade para maioria das espécies, por provavelmente tender a “capturar” mais eficientemente as possíveis variações interespecífica no uso de trilhas. Os nossos resultados indicaram que para as áreas protegidas estudadas, o método de observação de rastro em trechos de trilha é a

estratégia mais eficiente para avaliar e monitorar a ocupação de mamíferos de médio e grande porte, incluindo espécies ameaçadas de extinção e alvos de caça.

Palavras-chave: armadilha fotográfica, rastros, detectabilidade, multiespécies, Floresta Atlântica, áreas protegidas, monitoramento, mamíferos.

Introdução

Mamíferos é um grupo alvo para estudos aplicados em conservação porque algumas espécies tendem a sofrer reduções populacionais com o aumento das perturbações antrópicas, como por exemplo, alteração de habitat e pressão de caça (Lambeck, 1997; Woodroffe & Ginsberg, 1998; Carrillo, Wong & Cuarón, 2000; Cardillo *et al.*, 2005; Michalski & Peres, 2007). Assim, pesquisas e programas de monitoramento reconhecem a necessidade de levantamentos multiespécies para acessar o status dos mamíferos de médio e grande porte através de estimativas populacionais como distribuição ou abundância (Carrillo, Wong & Cuarón, 2000; O'Connell *et al.*, 2006; Michalski & Peres, 2007; Espartosa, Pinotti & Pardini, 2011).

Diferentes métodos de detecção têm sido utilizados para o levantamento de mamíferos de médio e grande porte, que geralmente é mensurado através de dados de presença/ausência ou índices de abundância (i.e. contagem estatística que assume estar relacionada com a abundância real) (Wilson *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1998). Em florestas neotropicais os métodos mais indicados e utilizados são armadilhas fotográficas e observação de rastros porque não são invasivos e tem o potencial de registrar várias espécies, incluindo aquelas que vivem em baixas densidades, possuem hábitos noturno e elusivo (Carrillo *et al.*, 2000; Tobler *et al.*, 2008; Harmsen *et al.*, 2010; Ahumada *et al.*, 2011).

A escolha do procedimento metodológico, no entanto, depende das condições e limitações logísticas, de segurança (e.g. risco de furto e depredação de armadilhas fotográficas) e das características físicas de uma área amostrada. Assim, diferentes abordagens metodológicas de campo, utilizando armadilhas fotográficas e observação de rastro, têm sido aplicadas para maximizar a detectabilidade em levantamentos multiespécies (Carrilo *et al.*, 2000; Silveira, Jácomo & Diniz-Filho, 2003; Harmsen *et al.*, 2010; Espartosa, Pinotti & Pardini, 2011), como por exemplo o uso de iscas e de armadilhas fotográficas dentro e fora de trilhas. Como grupo, pelo fato das espécies divergirem em vários aspectos como abundância, hábito comportamental, tamanho do corpo, entre outros, variações na chance em detectar uma espécie podem estar associadas à eficiência de como a abordagem metodológica escolhida detecta as diferentes espécies (Gompper *et al.*, 1999; O'Connell *et al.*, 2006; Espartosa, Pinotti & Pardini, 2011). Assim, a avaliação do desempenho de diferentes abordagens metodológicas permite fazer o melhor uso dos métodos no levantamento de mamíferos de médio e grande porte e na elaboração de protocolos de monitoramento.

Em regiões com florestas densas e montanhosas como a Floresta Atlântica costeira, a existência de trilhas pré-estabelecidas é geralmente o meio mais prático para acessar diferentes locais e realizar levantamentos de mamíferos. Em um sistema de amostragem com base em trilhas, variações na detectabilidade interespecífica podem ocorrer em função da tendência das espécies em seguir ou cruzar a trilha, prevendo que o uso de armadilhas fotográficas seria seletivo em favor daquelas que tem o hábito de deslocar ao longo da trilha (Trolle, 2003; Harmsen *et al.*, 2010). Com o objetivo de propor um procedimento metodológico mais eficiente no monitoramento de mamíferos de médio e grande porte em quatro áreas protegidas na

Floresta Atlântica costeira, nós avaliamos o desempenho de duas abordagens metodológicas, utilizando armadilhas fotográficas e observação de rastros, na detectabilidade das espécies, através da coleta de dados de não detecção e detecção em um sistema de amostragem em trilhas.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em quatro Reservas Naturais particulares localizadas no litoral norte do Estado do Paraná (Figura 1). A região está inserida em um dos maiores remanescentes de Floresta Atlântica costeira do Brasil, conectando florestas preservadas ao longo de uma cadeia costeira de montanhas entre os estados do Paraná e São Paulo (Ribeiro *et al.*, 2009). As quatro Reservas Naturais, Morro da Mina, Rio Cachoeira, Serra do Itaqui e Salto Morato, possuem uma área total de 21.050 ha de formações florestais de planície e encosta (0-900 m altitude) sendo banhadas por inúmeros rios e córregos. O entorno é dominado por uma paisagem de floresta contínua, com pequenos vilarejos rurais próximos das reservas. A região apresenta um clima subtropical úmido com chuvas distribuídas durante todo o ano (precipitação média anual: 2.750 mm), sendo as estações outono e inverno (abril a setembro) as menos chuvosas.

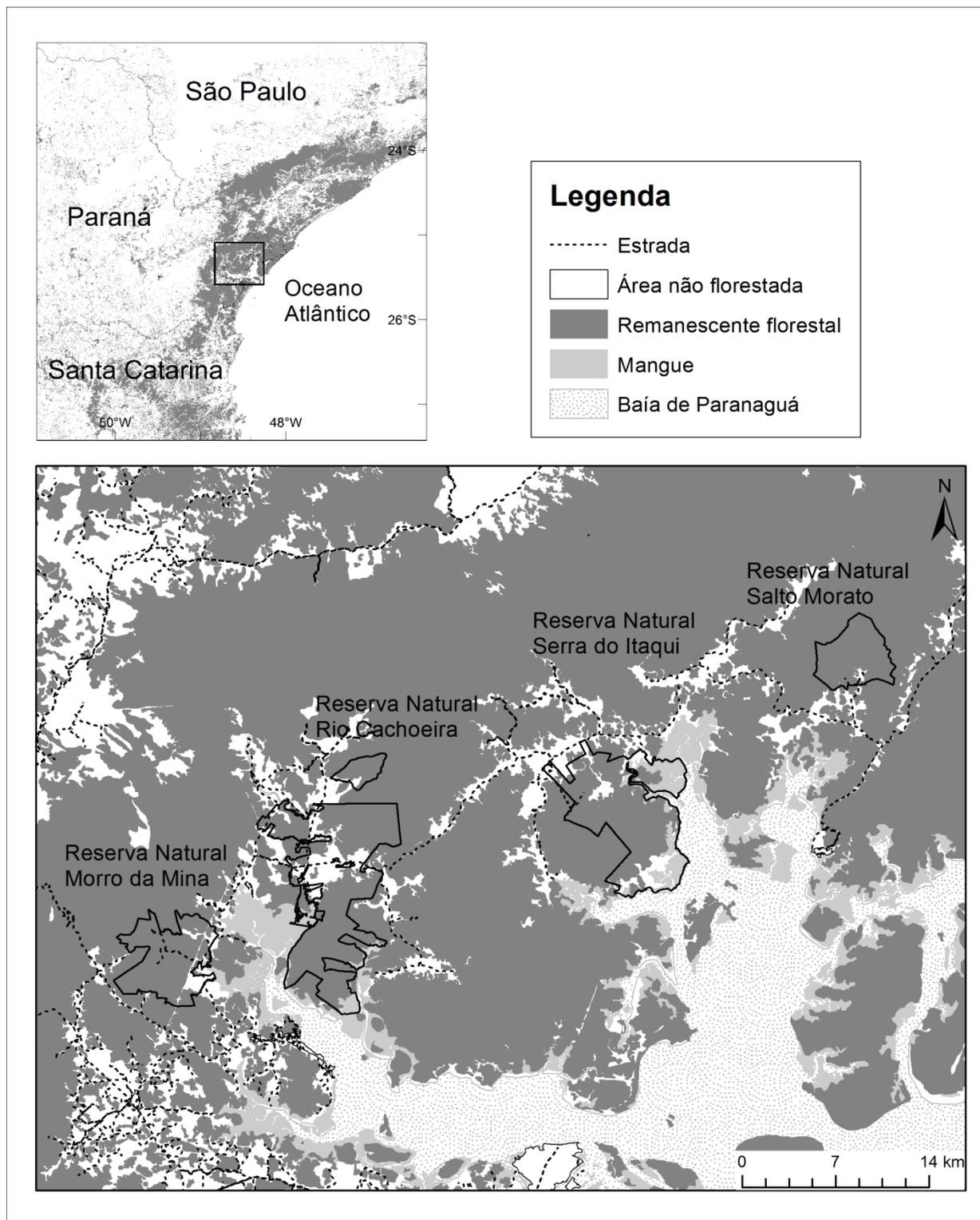


Figura 1 Área de estudo em um remanescente contínuo de Floresta Atlântica costeira no Estado do Paraná, sul do Brasil, com a localização das quatro Reservas Naturais.

Amostragem e procedimentos de campo

Para o levantamento da ocorrência (dados de detecção e não detecção) das espécies de mamíferos de médio e grande porte (> 2kg, excluindo primatas), 60 sítios (unidades amostrais) foram distribuídos ao longo das quatro reservas. Os sítios foram delineados sobre um sistema de rede de trilhas pré-estabelecidas utilizadas para fiscalização que se distribuem por toda área das reservas. Assim, foi estabelecido um arranjo espacial em forma de um grade poligonal para cada reserva. A distância mínima entre o sítio mais próximo foi de 1 km e a máxima foi de 2.3 km. Cada sítio consistia em um trecho de 600 m de trilha, onde as espécies eram registradas através de pegadas. Em 41 sítios instalamos uma armadilha fotográfica em um ponto ao longo de cada trecho de 600 m para avaliar o desempenho dos dois métodos na detectabilidade das espécies. Devido às restrições logísticas e de equipamento, os sítios não foram amostrados todos simultaneamente. O período amostral ocorreu entre abril e setembro de 2011 nas Reservas Naturais Morro da Mina, Rio Cachoeira e Serra do Itaqui e, entre abril e setembro de 2012 na Reserva Natural Salto Morato. Não foi utilizado nenhum tipo de isca ou atrativo.

Observação de rastros

Em cada reserva, o levantamento por observação de rastros foi realizado por uma dupla de guardas-parque que conheciam a fauna local e tinham experiência na identificação das espécies de mamíferos por pegadas. Anterior à coleta de dados, nós acompanhamos os guardas em cada reserva por um período de três a quatro meses para reconhecimento da área e para constatar a habilidade na identificação das espécies por rastros. Além da acurácia na identificação, os guardas descreviam com precisão o tamanho e forma das pegadas dos diferentes mamíferos que

ocorriam na região. A exceção ocorreu para o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), que nem todos conheciam ou tinham visto (Fusco-Costa & Ingberman, 2013) e para as espécies de pequenos felinos e de veados, porque seus rastros são reconhecidamente difíceis de discriminar em nível de espécie.

As trilhas apresentavam condições similares de substrato que permitiam marcar as pegadas dos animais ao se deslocarem ou cruzarem a trilha. Como o acesso aos sítios era por caminhada, em cada reserva os guardas-parque demoravam entre 3 a 5 dias para completar uma visita mensal. Nós classificamos cada visita mensal como uma ocasião de levantamento, onde a espécie era detectada (1) ou não detectada (0) em cada sítio. Para garantir independência dos registros o intervalo entre ocasiões variou de 16 a 30 dias. O levantamento não ocorria quando havia chuvas durante ou na noite anterior ao dia de amostragem. Devido a complicações logísticas e das condições do tempo, nem todos os sítios puderam ser amostrados com a mesma frequência. Assim, num total de seis ocasiões de levantamento, o número de ocasiões por sítio variou de 4 a 6 (média de 5.3).

Armadilhas fotográficas

Nós utilizamos armadilhas fotográficas analógicas (©Tigrinus), programadas para registrar os animais durante o dia e a noite, com sensores infravermelho que marcavam a data e a hora do disparo. As armadilhas foram amarradas em árvores a uma altura de 20-30 cm do solo de modo que todas as espécies de mamíferos consideradas neste estudo pudessem ser fotografadas. Durante o período de campo não houve problemas com mal funcionamento das armadilhas (i.e. umidade que pudesse interferir no funcionamento da câmera ou nos sensores).

Entre abril e setembro, as armadilhas instaladas na trilha ficaram no campo em duas fases de 30 dias, uma em cada estação sazonal (outono e inverno). Nós classificamos uma ocasião de levantamento como sendo um período de 10 dias, totalizando 6 ocasiões para cada sítio. Em cada sítio nós contabilizamos o esforço em dias até o final do período de amostragem ou quando atingia o limite do número de exposições do filme (36 poses). Nós descartamos uma ocasião de levantamento quando não foram completados dez dias consecutivos. Para cada sítio o esforço em dias de amostragem variou de 30 a 60 (média de 5.3 ocasiões ou 53 dias).

Análise dos dados

Nós utilizamos modelagem de ocupação (Mackenzie *et al.*, 2002, 2006) com base em análises estatística de máximo verossimilhança para estimar e modelar a probabilidade de detecção (p ; chance de uma espécie ser detectada quando presente em um sítio amostral) de cada espécie em função dos métodos de levantamento. Assim, para cada espécie foi construído um histórico de detecção que consistia em uma matriz de dados binários (0 indicando não detectado e 1 detectado), com 12 ocasiões de levantamento (colunas), seis de cada método, e 41 sítios (linhas). Por exemplo, um histórico de detecção de “011010000100” indica que a espécie foi detectada neste sítio em três ocasiões durante seis visitas para observação de rastros e em uma ocasião durante 60 dias de armadilhamento fotográfico. Como o parâmetro de interesse foi a detectabilidade, a ocupação (chance da espécie ocupar ou usar um sítio, quando detectada) foi mantida constante. Para testar o efeito do método nós modelamos a detectabilidade como constante entre todas as ocasiões $p(.)$ e variando entre os métodos $p(\text{método})$. Os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc; Burnham & Anderson, 2002). O modelo com o menor valor de AICc foi

considerado o mais informativo quando a diferença nos valores de AICc ($\Delta AICc$) for > 2 . Todas as análises foram realizadas no programa PRESENCE (versão 5.7; Hines, 2006).

Por fim, para determinar a chance de a espécie ser detectada ao menos uma vez durante todas as ocasiões (p^*) de levantamento em cada método, foi utilizada a seguinte equação:

$$p^* = 1 - (1 - p)^K,$$

onde p é a probabilidade de detecção estimada durante uma ocasião e K é o número médio de ocasiões (no caso, $K = 5.3$ para os dois métodos analisados). Ainda, para diminuir a probabilidade de uma falsa ausência (i.e. o animal não ser detectado, mesmo quando presente no sítio), nós calculamos para cada espécie o número mínimo de ocasiões necessárias de cada método para alcançar uma probabilidade de detecção $p^* = 0.85$ (valores de $p^* \geq 0.85$ permitem fazer inferências mais robustas sobre os padrões de ocupação; Mackenzie *et al.*, 2006).

Resultados

Com um esforço amostral total de 219 visitas e 2.210 armadilhas dia, nós registramos 21 espécies de mamíferos de médio e grande porte. Destas, 17 foram detectadas pelo método de observação de rastros e 19 por armadilha fotográfica. Os pequenos felinos (*Leopardus tigrinus*, *Leopardus wieddi* e *Puma yagouaroundi*) e o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) foram registrados apenas por armadilha fotográfica devido a incerteza em discriminar as espécies por pegadas. Os veados foram analisados em nível de gênero, pois não foi possível a identificação das

espécies que potencialmente ocorrem na região (e.g. *Mazama bororo*, *Mazama americana* e *Mazama gouazoubira*) por nenhum dos métodos. A ocorrência da lontra (*Lontra longicaudis*) e do tatu-de-rabo-mole (*Cabassous touatay*) foi documentada somente por observação de rastro com base em apenas um registro.

Das 15 espécies detectadas por ambos os métodos, o modelo selecionado indicou fortes evidências da influência do método na detectabilidade de oito espécies (Tabela 1), mostrando que o desempenho na detectabilidade por observação de rastro foi superior ao da armadilha fotográfica para o puma (*Puma concolor*), mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), cateto (*Pecari tajacu*), veados (*Mazama* spp.), paca (*Cuniculus paca*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*) (Tabela 2). A única exceção foi a irara (*Eira barbara*), em que a detectabilidade foi maior pelo método de armadilha fotográfica, embora com uma baixíssima probabilidade (Tabela 2).

Tabela 1 Seleção dos modelos explorando o efeito de duas abordagens metodológicas, observação de rastro e armadilha fotográfica, na detectabilidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas protegidas na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. A probabilidade de detecção pode variar entre os métodos $p(\text{método})$, ou não $p(.)$. AICc: Critério de Informação Akaike para pequenas amostras, Δ AICc: diferença dos valores de AICc em relação ao melhor modelo, e o peso: peso da evidência do modelo .

| Nome científico | nome comum | Modelo | Δ AICc | Peso AICc |
|---|------------------|--------------------|---------------|-----------|
| Carnivora | | | | |
| <i>Puma concolor</i> ^a | puma | $p(\text{método})$ | 0.0 | 1.00 |
| | | $p(.)$ | 47.0 | 0.00 |
| <i>Leopardus pardalis</i> ^b | jaguatirica | $p(.)$ | 0.0 | 0.69 |
| | | $p(\text{método})$ | 1.6 | 0.31 |
| <i>Cerdocyon thous</i> ^c | cachorro-do-mato | $p(.)$ | 0.0 | 0.76 |
| | | $p(\text{método})$ | 2.3 | 0.24 |
| <i>Nasua nasua</i> ^c | quati | $p(.)$ | 0.0 | 0.76 |
| | | $p(\text{método})$ | 2.2 | 0.25 |
| <i>Procyon cancrivorus</i> ^a | mão-pelada | $p(\text{método})$ | 0.0 | 0.95 |
| | | $p(.)$ | 6.1 | 0.04 |

continua

| | | | | |
|---|----------------|--------------------|-------|------|
| <i>Eira barbara</i> ^a | irara | $p(\text{método})$ | 0.0 | 0.90 |
| | | $p(\cdot)$ | 4.6 | 0.09 |
| Artiodactyla | | | | |
| <i>Pecari tajacu</i> ^a | cateto | $p(\text{método})$ | 0.0 | 1.00 |
| | | $p(\cdot)$ | 90.0 | 0.00 |
| <i>Tayassu pecari</i> ^f | queixada | $p(\cdot)$ | 0.0 | 0.76 |
| | | $p(\text{método})$ | 2.3 | 0.23 |
| <i>Mazama spp.</i> ^a | veado | $p(\text{método})$ | 0.0 | 1.00 |
| | | $p(\cdot)$ | 30.0 | 0.00 |
| Perissodactyla | | | | |
| <i>Tapirus terrestris</i> ^b | anta | $p(\cdot)$ | 0.0 | 0.73 |
| | | $p(\text{método})$ | 2.00 | 0.26 |
| Rodentia | | | | |
| <i>Cuniculus paca</i> ^a | paca | $p(\text{método})$ | 0.0 | 1.00 |
| | | $p(\cdot)$ | 15.7 | 0.00 |
| <i>Dasyprocta azarae</i> ^c | cutia | $p(\cdot)$ | 0.0 | 0.76 |
| | | $p(\text{método})$ | 2.3 | 0.24 |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> ^a | capivara | $p(\text{método})$ | 0.0 | 0.97 |
| | | $p(\cdot)$ | 7.6 | 0.02 |
| Cingulata | | | | |
| <i>Dasypus novemcinctus</i> ^a | tatu-galinha | $p(\text{método})$ | 0.0 | 1.00 |
| | | $p(\cdot)$ | 130.0 | 0.00 |
| <i>Tamandua tetradactyla</i> ^b | tamanduá-mirim | $p(\cdot)$ | 0 | 0.72 |
| | | $p(\text{método})$ | 1.96 | 0.27 |

^a espécies que tiveram evidências da influência do método na detectabilidade

^b incerteza entres o modelos ($\Delta \text{AICc} < 2$)

^c espécies que tiveram evidências da não influência do método na detectabilidade

Tabela 2 Probabilidades de detecção estimadas p (Erro Padrão) dos mamíferos de médio e grande porte através de duas abordagens metodológicas, observação de rastro (p_{rastros}) e armadilha fotográfica (p_{arm}), em 41 sítios amostrais. p = probabilidade de detecção por ocasião; p^* = probabilidade de a espécie ser detectada ao menos uma vez durante $K = 5.3$ ocasiões. ni = espécies não identificadas pelo método de observação de rastros.

| Nome científico | nome comum | p_{rastros} (EP) | p_{arm} (EP) | p^*_{rastros} | p^*_{arm} |
|---------------------------|----------------------|---------------------------|-----------------------|------------------------|--------------------|
| Carnivora | | | | | |
| <i>Puma concolor</i> | puma | 0.60 (0.03) | 0.27 (0.03) | 1.0 | 0.81 |
| <i>Leopardus pardalis</i> | jaguaritica | 0.15 (0.03) | 0.16 (0.03) | 0.58 | 0.6 |
| <i>Leopardus tigrinus</i> | gato-do-mato-pequeno | ni | 0.25 (0.07) | - | 0.78 |
| <i>Leopardus wiedii</i> | gato-maracajá | ni | 0.18 (0.15) | - | 0.65 |
| <i>Puma yagouaroundi</i> | gato-mourisco | ni | 0.12 (0.10) | - | 0.5 |
| <i>Speothos venaticus</i> | cachorro-vinagre | ni | 0.01 (< 0.01) | - | 0.05 |
| <i>Cerdocyon thous</i> | cachorro-do-mato | 0.43 (0.03) | 0.43 (0.03) | 0.95 | 0.95 |

continua

| | | | | | |
|----------------------------------|------------------|--------------|--------------|------|------|
| <i>Nasua nasua</i> | quati | 0.11 (0.05) | 0.11 (0.05) | 0.46 | 0.46 |
| <i>Procyon cancrivorus</i> | mão-pelada | 0.21 (0.04) | 0.10 (0.03) | 0.71 | 0.42 |
| <i>Eira barbara</i> | irara | 0.01 (<0.01) | 0.05 (0.01) | 0.05 | 0.24 |
| <i>Lontra longicaudis</i> | lontra | <0.01 | - | 0.02 | - |
| Artiodactyla | | | | | |
| <i>Pecari tajacu</i> | cateto | 0.63 (0.03) | 0.17 (0.02) | 1 | 0.62 |
| <i>Tayassu pecari</i> | queixada | 0.07 (0.04) | 0.07 (0.04) | 0.32 | 0.32 |
| <i>Mazama spp.</i> | veado | 0.34 (0.04) | 0.09 (0.02) | 0.9 | 0.42 |
| Perissodactyla | | | | | |
| <i>Tapirus terrestris</i> | anta | 0.15 (0.06) | 0.14 (0.05) | 0.57 | 0.55 |
| Rodentia | | | | | |
| <i>Cuniculus paca</i> | paca | 0.34 (0.04) | 0.13 (0.03) | 0.89 | 0.52 |
| <i>Dasyprocta azarae</i> | cutia | 0.13 (0.05) | 0.13 (0.05) | 0.52 | 0.52 |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | capivara | 0.2 (0.07) | 0.02 (0.02) | 0.7 | 0.1 |
| Cingulata | | | | | |
| <i>Dasybus novemcinctus</i> | tatu-galinha | 0.73 (0.03) | 0.18 (0.03) | 1 | 0.65 |
| <i>Cabassous touatay</i> | tatu-do-rabomole | <0.01 | - | 0.02 | - |
| <i>Tamandua tetradactyla</i> | tamanduá-mirim | 0.01 (<0.01) | 0.01 (<0.01) | 0.05 | 0.05 |

Com base nas probabilidades de detecção estimadas, seis ocasiões (visitas) pelo método de observação de rastro já seriam o suficiente para alcançar $p^* \geq 0.85$ (uma chance maior ou igual a 85% de se detectar a espécie pelo menos uma vez quando presente em um sítio amostral) para seis das 15 espécies registradas por ambos os métodos (Tabela 3). Em relação ao método de armadilha fotográfica, com exceção do puma e do cachorro-do-mato, seriam necessários mais do que 60 dias de armadilhamento fotográfico para alcançar essa mesma chance de detecção. Dependendo da espécie, a diferença do número de ocasiões de levantamento entre os métodos variou de 2.5 a 10 vezes, como por exemplo o cateto, em que a probabilidade em detectar a espécie pelo menos uma vez alcançou 85% com apenas duas visitas pelo método de observação de rastros, enquanto com a armadilha fotográfica seriam necessários 90 dias de amostragem (Tabela 3).

Tabela 3 Esforço amostral necessário de cada método para ter no mínimo 85% de chance de detectar a espécie pelo menos uma vez, com base nas probabilidades de detecção estimadas dos mamíferos de médio e grande porte. Cada ocasião representa uma visita para observação de rastro e 10 dias de armadilhamento fotográfico.

| Método | observação de rastro | armadilha fotográfica |
|----------------------|-----------------------------|--------------------------|
| | esforço (número de visitas) | esforço (número de dias) |
| Espécie | | |
| puma | 2 | 60 |
| jaguaririca | 12 | 110 |
| gato-do-mato-pequeno | - | 70 |
| gato-maracajá | - | 100 |
| gato-mourisco | - | 150 |
| cachorro-vinagre | - | 1900 |
| cachorro-do-mato | 3 | 30 |
| quati | 12 | 120 |
| mão-pelada | 6 | 160 |
| irara | 190 | 310 |
| lontra | >200 | - |
| cateto | 2 | 90 |
| queixada | 26 | 260 |
| veado | 4 | 180 |
| anta | 12 | 130 |
| paca | 5 | 140 |
| cutia | 12 | 120 |
| capivara | 9 | 930 |
| tatu-galinha | 2 | 100 |
| tatu-do-rabo-mole | >200 | - |
| tamanduá-mirim | 190 | 1900 |

Discussão

Os resultados indicaram que houve variação na detectabilidade entre as espécies e que nem todas foram igualmente e eficientemente detectadas entre os métodos. Embora os dois métodos tenham o potencial de registrar a ocorrência de várias espécies, a técnica de armadilha fotográfica tende a alcançar uma maior riqueza porque possibilita a identificação de mamíferos que são difíceis de discriminar através de pegadas, o que no nosso estudo foram as três espécies de pequenos felinos e o cachorro-vinagre. Em um sistema de amostragem em trilhas os nossos resultados mostraram que a abordagem do método de observação de rastro

apresentou um desempenho similar e por vezes melhor na detectabilidade para um maior número de mamíferos de médio e grande porte em relação ao método de armadilha fotográfica, porque provavelmente tende a “capturar” mais eficientemente as possíveis variações interespecíficas no uso de trilhas.

Entre os mamíferos carnívoros, as pegadas de algumas espécies são comumente observadas seguindo a trilha (e.g. puma, jaguatirica, cachorro-do-mato, mão-pelada; Trolle, 2003; Harmsen *et al.*, 2010), o que possibilitaria uma eficiência similar na detectabilidade entre os métodos. No entanto, para o puma e o mão-pelada o método de observação de rastro apresentou uma eficiência maior na detectabilidade. Isso sugere que os indivíduos estão saindo da trilha frequentemente, diminuindo a chance de serem detectados por armadilha fotográfica, quando presentes em um sítio amostral. Em relação aos ungulados, a anta e o queixada, que também podem ser considerados animais que se deslocam em trilhas (Harmsen *et al.*, 2010), tiveram uma detectabilidade similar entre os métodos. O baixo número de registros desses mamíferos de grande porte na área de estudo pode ser um indicativo de uma baixa abundância atual. Por outro lado, o cateto e o veado transitam mais fora de trilhas e seus rastros podem ser observados cruzando ou se deslocando por curtas distâncias na trilha (Trolle, 2003; Harmsen *et al.*, 2010), o que pode explicar a melhor eficiência na detectabilidade do método de observação de rastro em relação ao método de armadilha fotográfica. A mesma explicação pode ser atribuída às espécies de roedores e edentatas, como a paca, o tatu-galinha (Harmsen *et al.*, 2010) e a capivara. Embora, a cutia também tenda a exibir o padrão comportamental de cruzar as trilhas (Harmsen *et al.*, 2010) não encontramos influência do método na detectabilidade, o que pode estar associado ao baixo número de registros.

A vantagem do método de observação de rastro em trechos de 600 m de trilha na detectabilidade de mamíferos que cruzam ou eventualmente se deslocam pela trilha é o espaço amostrado. Trechos de trilha podem abranger diferentes microhabitats que influenciam a movimentação dos indivíduos e conseqüentemente afetam a probabilidade de detecção. Nesse contexto, a chance de detecção por uma única armadilha fotográfica no mesmo sítio amostral é dependente do animal passar exatamente em frente à câmera, mesmo com a vantagem temporal em dias de campo que este método dispõe. Por exemplo, os nossos resultados indicaram que para alcançar um nível razoável de probabilidade de falsa ausência (0.05-0.15; ver Mackenzie *et al.*, 2006) pelo método de observação de rastros, seis visitas por sítio já seriam suficientes para fazer inferências mais robustas sobre os padrões de ocupação da população (e.g. proporção de sítios ocupados, uso de habitat) de mamíferos como o puma, cachorro-do-mato, mão-pelada, cateto, veado, paca e tatu-galinha. Por outro lado, a armadilha fotográfica requer esforços maiores que 60 dias por sítio para a maioria dessas espécies (variando de 90 a 930 armadilhas/dia). O problema é que quanto mais tempo esse equipamento ficar no campo, maiores são as chances de mal funcionamento e de roubo. Assim, comparativamente, seria mais prático e eficiente conduzir um levantamento em trechos de trilha pelo método de observação de rastros, quando o substrato permite, do que uma armadilha fotográfica instalada por sítio amostral. Estratégias para aumentar a eficiência do método de armadilha fotográfica na detectabilidade de mamíferos que tem o hábito de cruzar ou de deslocar pouco ao longo da trilha poderiam incluir o aumento do número de armadilhas fotográficas por sítio amostral, alocando-as dentro e fora de trilhas. É importante reconhecer que para as espécies que são aparentemente raras (e.g. cachorro-vinagre, tatu-do-rabo-mole) ou tem um hábito mais aquático (e.g. lontra) ou mais arborícola (e.g. quati, tamanduá-mirim) as duas abordagens metodológicas

utilizadas nesse estudo não são as mais apropriadas. Nesse sentido, se o objetivo do programa de monitoramento for incluir todas essas espécies, um esforço muito grande de amostragem em termos espaciais e temporais com diferentes métodos de levantamento é necessário, mas que na prática parece inviável.

Por fim, nós concluímos que para as áreas protegidas estudadas, o método de observação de rastro em trechos de trilha é uma estratégia prática e eficiente para avaliar e monitorar a ocupação de mamíferos de médio e grande porte, incluindo espécies ameaçadas de extinção e alvos de caça na região (e.g. tatu-galinha, paca, veado, anta, cateto, queixada, puma). Ainda, essa abordagem supera o viés do uso de armadilha fotográfica contra espécies que tendem a cruzar ou evitar o uso de trilhas. Uma vez que os guardas-parque são moradores locais e experientes na identificação de mamíferos, eles podem realizar a coleta de dados o que diminui os custos do monitoramento, visto que já são funcionários e trabalham na fiscalização dessas áreas.

Referências bibliográficas

Ahumada, J. A, Silva, C.E.F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W.R., Winarni, N. & Andelman, S.J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **366**, 2703–2711.

Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical Information-theoretic approach*. 2nd edn. New York: Springer-Verlag.

Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-emonds, O.R.P., Sechrest, W., Orme, C.D.L. & Purvis, A. (2005). Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*. **1067**, 1239–1241.

Carrillo, E., Wong, G. & Cuarón, A. D. (2000). Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conserv. Biol.* **14**, 1580–1591.

Espartosa, K. D., Pinotti, B. T. & Pardini, R. (2011). Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiver. Conserv.* **20**, 2815–2829.

Fusco-Costa, R. & Ingberman, B. (2013). Records of the bush dog *Speothos venaticus* in a continuous remnant of coastal Atlantic Forest in southern Brazil. *Oryx*, **47**, 105–108.

Gompper, M. E., Kays, R. W., Ray, J. C., Lapoint, S. D., Bogan, D. A. & Cryan, J. R. (1999). A Comparison of Noninvasive Techniques to Survey Carnivore Communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin*. **34**, 1142–1151.

Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S., Ostro, L. & Doncaster, C. P. (2010). Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies : a case study from Belize. *Biotropica*. **42**, 126–133.

Hines, J. E. 2006. PRESENCE (version 5.7) – software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD, USA.

Lambeck, R. J. (1997). Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conserv. Biol.* **11**, 849–856.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, J. B., Droege, S., Royle, J. O. & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. **83**, 2248-2255.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.A. & Hines, J.E. (2006). *Occupancy modeling and estimation*. San Diego: Academic Press.

Michalski, F. & Peres, C. A. (2007). Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conserv. Biol.* **21**, 1626–1640.

O'Connell, A. F., Talancy, N. W., Bailey, L. L., Sauer, J. R., Cook, R. & Gilbert, A. T. (2006). Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a Coastal Ecosystem. *Journal of Wildlife Management*. **70**, 1625–1633.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. & Hirota, M. M. (2009). Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* **142**, 1141–1153.

Silveira, L., Jácomo, A. T. A. & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Cons.* **114**, 351–355.

Thompson, W. L., White, G. C. & Gowan, C. (1998). *Monitoring Vertebrate Populations*. San Diego: Academic Press.

Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E., Pitman, R. L., Mares, R. & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* **11**, 169–178.

Trolle, M. (2003). Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiver. Conserv.* **12**, 823–836.

Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R. & Foster, M. S. (1996). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals*. Washington and London: Smithsonian Institution Press.

Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*. **280**, 2126–2128.

CAPÍTULO 2

Does edge effect reduce the chances of occupancy and detectability of hunted mammals in protected areas within a continuous forest landscape?

Manuscrito formatado conforme as normas da revista *Ecological Applications* (ISSN: 1051-0761; FI: 3.82)

Does edge effect reduce occupancy and detectability of hunted mammals in protected areas within a continuous forest landscape?

RESUMO

Áreas protegidas perto de adensamentos humanos são vulneráveis ao efeito de borda. Particularmente, mamíferos de médio e grande porte ficam mais expostos a ameaças como a pressão de caça e a presença de espécies exóticas como o cachorro-doméstico. Para avaliar a efetividade de proteção de quatro reservas naturais que fazem limite com pequenos adensamentos humanos rurais e com áreas contínuas de floresta, nós avaliamos o status de ocupação e a distribuição de 10 espécies de mamíferos de médio e grande porte que são alvos de caça na região. Dados de detecção e não detecção foram coletados por guardas-parque através de observação de pegadas em 60 sítios. Modelos de ocupação foram utilizados para acessar o status das espécies, incluindo o cachorro-doméstico, e testar o efeito das variáveis de habitat, das reservas e da distância de estradas sobre a detectabilidade e ocupação. Também foi testada a hipótese de que as espécies estão condicionadas a presença do cachorro-doméstico, prevendo que aquelas que tivessem um período de atividade similar, o efeito seria desfavorável para o mamífero nativo. O período de atividade foi obtido por registros de armadilhas fotográficas. Houve evidências que sustentam a hipótese de um efeito de borda sobre a ocorrência e a distribuição do cateto e do puma. Esse efeito foi manifestado pela diminuição da proporção de sítios usados somente a partir de locais mais próximos da estrada (< 2km). Nas reservas, o cachorro-doméstico usou intensivamente locais perto de estradas e sobrepôs o período de atividade com o cateto. Para evitar o risco de predação, o cateto utilizou menos intensivamente os locais onde o cachorro-doméstico foi registrado. Por fim, nós discutimos e recomendamos ações de manejo para aumentar a efetividade de conservação dessas áreas em relação à invasão de cachorros-domésticos e a persistência de grandes mamíferos, como anta e queixada.

Palavras-chave: Cachorro-doméstico, Floresta Atlântica, *Puma concolor*, *Pecari tajacu*, *Panthera onca*, modelos de ocupação, conservação.

INTRODUÇÃO

Áreas protegidas situadas perto de adensamentos humanos são vulneráveis ao efeito de borda, uma vez que elas ficam mais expostas à alterações de habitat, à caça e a espécies invasoras (Hansen and DeFries 2007). Tal efeito pode resultar em pouco ou nenhum uso das áreas periféricas pelas espécies em relação ao interior da reserva (Hansen and DeFries 2007). Dependendo do grau de exposição das reservas às atividades humanas, algumas espécies podem se tornar pouco abundantes ou até mesmo extintas localmente (Woodroffe and Ginsberg 1998).

Evidências empíricas da pressão de caça sobre mamíferos de médio e grande porte (e.g. ungulados, tatus, grandes roedores) mostram que eles sofrem reduções populacionais em áreas mais acessíveis aos caçadores (Peres 1996, Bodmer et al. 1997, Hill et al. 1997, Carrillo et al. 2000, Novaro et al. 2000), tornando os mamíferos caçados espécies vulneráveis ao efeito de borda nas reservas perto de adensamentos humanos. Além da pressão de caça, a proximidade com estabelecimentos humanos induz a ocorrência de cachorros-domésticos nas áreas protegidas (Srbek-Araujo and Chiarello 2008, Lacerda et al. 2009). Em comunidades rurais, esses cachorros são geralmente utilizados como método de caça na busca ativa por presas (Koster 2008) e quando abandonados ou mal alimentados pelos seus donos, utilizam a floresta para forragear, perseguindo ou predando espécies nativas, especialmente mamíferos, além de transmitir doenças e competir com outros predadores (Lenth et al. 2008, Silva-Rodríguez and Sieving 2011, Young et al. 2011). Assim, a proximidade de reservas com adensamentos

humanos representa uma oportunidade para avaliar a efetividade de proteção das reservas em relação a influência do efeito de borda sobre as espécies de mamíferos.

Estimativas populacionais como abundância ou distribuição são portanto necessárias, como uma primeira etapa, para conhecer o status de conservação das espécies de interesse (Thompson et al. 1998, Yoccoz et al. 2001). Como os dados de ocorrência têm a vantagem de serem relativamente fáceis de coletar em relação aos dados de abundância, modelos de ocupação, que incorporam a premissa de uma detectabilidade imperfeita (Mackenzie et al. 2006) vêm sendo utilizados por vários estudos na avaliação de diferentes aspectos ecológicos como padrões de distribuição, relações com o habitat, interações interespecíficas, entre outros (O'Connell Jr. et al. 2006, Gormley et al. 2011, Karanth et al. 2011, Steinmetz et al. 2013, Cassano et al. 2014). Nesses casos, os parâmetros de interesse são a ocupação, que é a proporção estimada de sítios amostrais a ser ocupada ou usada pela espécie, corrigida pela detectabilidade, que é a chance de detectar uma espécie quando ela de fato está presente (Mackenzie et al. 2006).

Através do uso de modelos de ocupação, nós avaliamos a ocupação de mamíferos alvos de caça em quatro áreas protegidas situadas em um mesmo contexto de paisagem, onde por um lado existe uma extensa área de floresta contínua e por outro existem pequenos adensamentos humanos adjacentes aos limites das reservas. Para gerar informação-base no monitoramento e avaliar a efetividade de proteção das reservas, nós direcionamos algumas questões específicas relativas a 10 espécies de mamíferos alvos de caça:

- 1) Qual é o padrão de ocupação das espécies de interesse, incluindo a não nativa, o cachorro-doméstico, nas quatro áreas protegidas?

- 2) Como as espécies estão distribuídas em função das características do habitat? Como caráter exploratório nós testamos a hipótese de que a ocupação e a detectabilidade das espécies independem da reserva e das características do habitat.
- 3) Qual é o efeito da proximidade dos estabelecimentos humanos na ocupação e detectabilidade das espécies? Nós esperamos que a ocupação e detectabilidade dos mamíferos alvos de caça diminuam com a proximidade dos estabelecimentos humanos. Para o cachorro-doméstico, nós esperamos o efeito contrário.
- 4) A ocupação e a detectabilidade das espécies estão condicionadas a presença do cachorro-doméstico? Para evitar o risco de encontro com o cachorro-doméstico, nós esperamos que a chance de ocupação e detectabilidade das espécies, que tem o mesmo período de atividade do cachorro-doméstico, diminua na presença dele.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em quatro Reservas Naturais particulares localizadas no litoral norte do Estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 1). Elas estão inseridas em um dos poucos grandes remanescentes de Floresta Atlântica do Brasil, conectando florestas preservadas ao longo de uma cadeia costeira de montanhas entre os estados do Paraná e São Paulo (Ribeiro et al. 2009). Atualmente, a Floresta Atlântica está reduzida a 11,73% de sua cobertura original dispersa em numerosos fragmentos de diversos tamanhos (Ribeiro et al. 2009). A região apresenta um clima subtropical úmido com chuvas distribuídas durante todo o ano (precipitação média anual: 2.750 mm), sendo as estações outono e inverno (abril a setembro) as menos chuvosas.

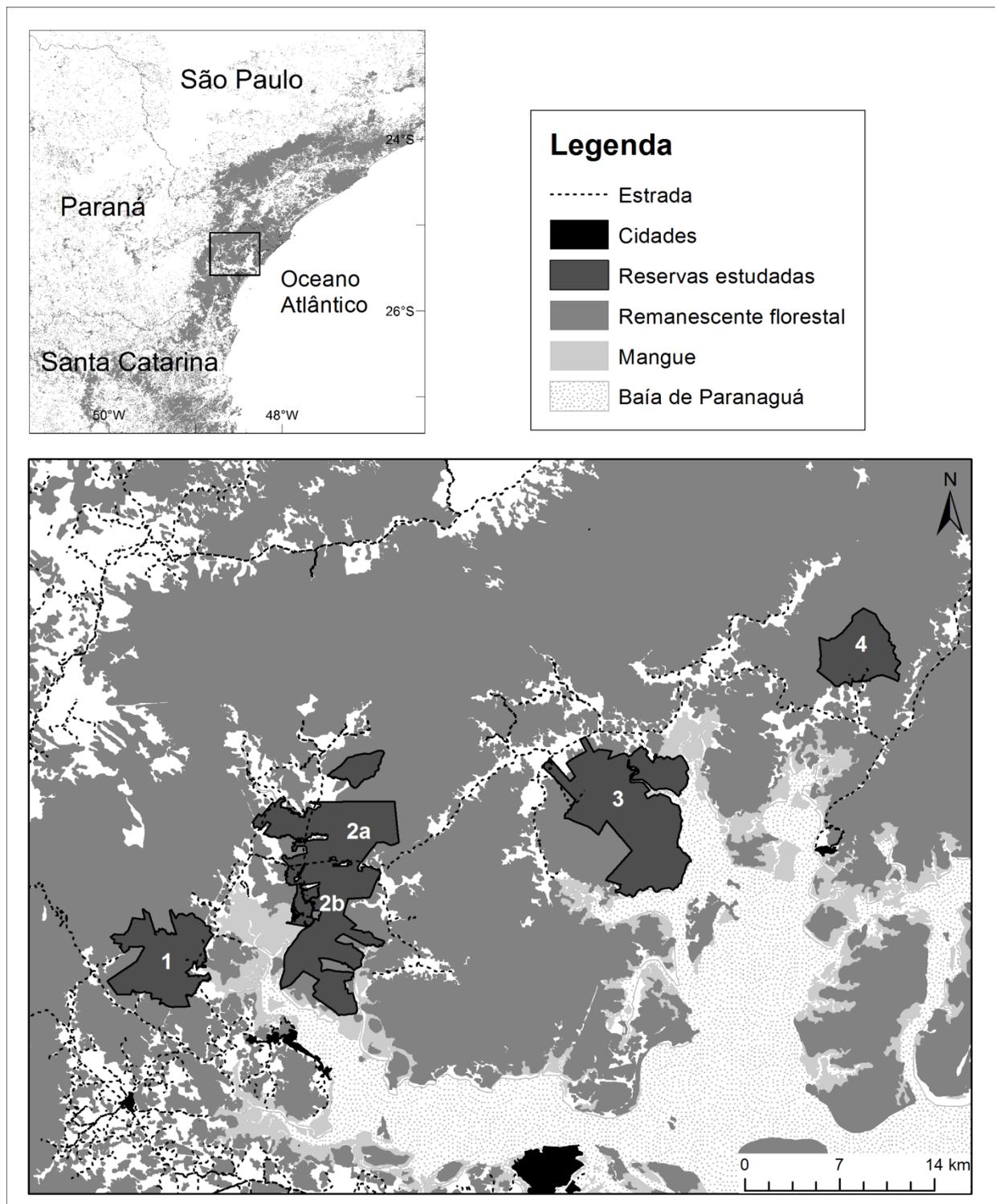


Fig. 1. Área de estudo mostrando o remanescente contínuo de Floresta Atlântica costeira com destaque às quatro Reservas Naturais: Morro da Mina (1), Rio Cachoeira norte (2a) e sul (2b), Serra do Itaqui (3) e Salto Morato (4). A parte branca no entorno das reservas representa áreas não florestadas com a ocupação de pequenos vilarejos rurais.

As quatro Reservas Naturais, Morro da Mina (36 km²), Rio Cachoeira (90 km²), Serra do Itaqui (60 km²) e Salto Morato (24 km²), abrangem uma área total de 210 km² de florestas, que se estendem do nível do mar até 900 m de altitude e são recortadas por inúmeros rios e córregos. A formação florestal predominante é a floresta ombrófila densa de terras baixas (em altitude de cinco a 50 m) e sub-montana (em altitude de 50 a 500 m), que correspondem respectivamente a áreas de planície e encosta. Antes de se tornarem reservas naturais, parte das áreas foram utilizadas para pastagem ou roça, principalmente na planície e, para corte seletivo de madeira em algumas áreas de encosta. Devido a diferenças no tipo e na idade da última perturbação, que pode variar entre 20 e 120 anos, diferentes estágios de regeneração da floresta (maduro, intermediário e inicial) podem ser encontrado nas reservas (Liebsch et al. 2007). A presença de estradas e de pequenos vilarejos rurais situadas na planície e adjacentes aos limites dessas áreas protegidas facilita o acesso de caçadores e de cachorros-domésticos no interior destas. Na tentativa de proteção, guardas-parque fazem o patrulhamento mensal através de um sistema de trilhas que permite o acesso a toda área das reservas.

Amostragem e Levantamento dos mamíferos

As 10 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte (> 2kg) que são alvos de caçadores na região (Andriguetto-Filho et al. 1998; observação pessoal) incluem: roedores, como paca (*Cuniculus paca*), cutia (*Dasyprocta azarae*) e capivara (*Hydrichoerus hydrochaeris*); o xenarthra tatu-galinha (*Dasytus novemcinctus*); ungulados, como veado (*Mazama* spp.), cateto (*Pecari tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*) e anta (*Tapirus terrestris*), além de grandes felinos, como onça-pintada (*Panthera onca*) e puma (*Puma concolor*). As espécies acima citadas não são altamente exigentes quanto a especificidade de habitat, com exceção da capivara, que por apresentar um hábito semi-aquático, é sempre encontrada dentro ou na beira de rios e banhados (Emmons and Feer 1997).

Para o levantamento das espécies, trechos de trilhas (sítios amostrais) foram espacialmente arranjados em forma de uma grade poligonal, totalizando 60 sítios nas Reservas Naturais: Morro da Mina ($s = 12$), Rio Cachoeira ($s = 30$), Serra do Itaqui ($s = 12$) e Salto Morato ($s = 6$). Devido ao grande tamanho da Reserva Natural Rio Cachoeira em relação às outras reservas, nós a dividimos em duas partes (Norte e Sul) com 15 sítios para cada. A distribuição espacial dos sítios encontra-se no Apêndice A. A distância mínima entre o sítio mais próximo foi de 1 km e a máxima foi de 2.3 km. Cada sítio amostral consistia em um trecho de 600 m de trilha, onde as espécies eram registradas pelo método de observação de pegadas, visto que esta abordagem foi a mais eficiente na detectabilidade (ver Capítulo 1). Todos os trechos tinham condições similares de largura (1 m) e substrato. Dada as diferenças no tamanho da área de vida dos mamíferos estudados, nós definimos duas escalas de tamanho do sítio amostral para mensurar a ocupação das espécies: 0.3 e 2 km². Cada área corresponde a um buffer circular em torno do ponto central do trecho de 600 m, com raios de 300 e 750 m, respectivamente. O maior raio é equivalente a metade da média da distância mínima entre os sítios (1.5 km). A área menor foi utilizada para mensurar a ocupação de mamíferos com um tamanho de área de vida menor que 0.3 km², como a paca, o tatu-galinha e a cutia (Mcbee and Baker 1982; Beck-King and Helversen 1999; Silvius and Fragoso 2003), enquanto a área maior foi utilizada para as demais espécies que atingem tamanhos de área de vida entre de 0.3 e 2 km², como o veado e a capivara (Mones and Ojasti 1986; Tiepolo and Tomas 2011), e maiores que 2 km², como o cateto, anta, queixada, puma e onça-pintada (Franklin et al. 1999; Keuroghlian et al. 2004; Cheida et al. 2011).

O levantamento foi realizado por 15 guardas-parque que conheciam a fauna local e tinham experiência na identificação acurada das espécies de mamíferos estudados através de suas pegadas (Capítulo 1). A exceção foi o veado, porque não foi possível discriminar as espécies do gênero *Mazama* através dos rastros. Entre abril e dezembro de 2011, nas Reservas Naturais

Morro da Mina, Rio Cachoeira e Serra do Itaqui, e no mesmo período em 2012 na Reserva Natural Salto Morato, uma dupla de guardas-parque realizou visitas mensais nos sítios amostrais. Nós classificamos cada visita mensal como uma ocasião de levantamento, onde a espécie era detectada (1) ou não detectada (0) em cada sítio. Como o acesso aos sítios era por caminhada, em cada reserva os guardas-parque demoravam entre 3 a 5 dias para completar uma ocasião de levantamento. Para garantir independência dos registros o intervalo entre ocasiões variou de 16 a 30 dias. O levantamento não ocorria quando havia chuvas durante ou na noite anterior ao dia de amostragem. Devido a complicações logísticas e das condições do tempo, nem todos os sítios puderam ser amostrados com a mesma frequência. Assim, num total de nove ocasiões de levantamento, o número de ocasiões por sítio variou de 6 a 8 (média de 7.7).

No mesmo período, em 41 sítios nós também instalamos uma armadilha fotográfica em um ponto ao longo de cada trecho de 600 m, que só foram utilizadas aqui para descrever o período de atividade das espécies. Nós utilizamos armadilhas fotográficas analógicas, programadas para registrar os animais durante 24 horas. O esforço de armadilhamento foi de 3,645 armadilhas-dia. Para comparar o período de atividade do cachorro-doméstico com as demais espécies, nós analisamos graficamente a distribuição dos registros por armadilhas fotográficas em função da hora do disparo da câmera em que o animal foi registrado. Nós consideramos registros independentes quando o intervalo entre eles foi maior que 60 min.

Estimativa e Modelagem de ocupação

Utilizando modelos de ocupação (Mackenzie et al. 2002) nós estimamos a ocupação dos sítios (ψ) e a probabilidade de detecção (p) para todas as espécies alvos deste estudo. Para essa abordagem há três possíveis resultados: 1) a espécie está presente no sítio e foi detectada, $\psi \times p$; 2) a espécie está presente e não foi detectada, $\psi \times (1-p)$; e 3) a espécie não está presente,

1- ψ . Assim, para cada espécie foi construído um histórico de detecção que consiste em uma matriz de dados binários (0 indicando não detectado e 1 detectado), com nove ocasiões de levantamento (colunas) e 60 sítios (linhas). O produto de todas as probabilidades cria o modelo de verossimilhança para os dados observados que pode ser maximizado para obter as estimativas dos parâmetros (Mackenzie et al. 2002). Todas as análises descritas a seguir foram realizadas no programa PRESENCE (versão 5.7, Hines 2006) através do uso de modelos de ocupação para uma única temporada (“single-season occupancy models”). Esse modelo tem como premissa a ausência de mudança na ocupação (presente ou ausente) da espécie na área do sítio amostrado durante o período de estudo, i.e. os sítios são “fechados”, não há extinção e nem colonização (Mackenzie et al. 2006). Nós assumimos que essa premissa é válida para os mamíferos com tamanho de área de vida menor do que a área do sítio amostrado, visto que é improvável que processos de extinção e recolonização ocorram durante o período de amostragem dada as características biológicas dessas espécies. Nesse sentido, a ocupação estimada para paca, cutia, tatu-galinha, capivara e veados pode ser interpretada como proporção de sítios ocupados. Para os mamíferos que possuem tamanhos de área de vida maiores que 2 km², nós assumimos que a movimentação do indivíduo para dentro e fora da área é aleatória, portanto a ocupação estimada para o cateto, anta, queixada, puma e onça-pintada foi interpretada como proporção de sítios usados (ver Mackenzie et al. 2006). Nós achamos que proporção de sítios usados também é o termo mais adequado para o cachorro-doméstico porque é bem provável que indivíduos possam transitar livremente entre as reservas e os assentamentos humanos. Para todas as espécies a probabilidade de detecção foi interpretada como intensidade de uso dos sítios (Cassano et al. 2014).

Segundo Mackenzie et al. (2006), o poder de inferência sobre os padrões de ocupação em uma população é melhor quando a probabilidade de uma “falsa ausência” for ≤ 0.15 . Valores acima resultariam num maior nível de incerteza sobre o status de ocupação de sítios onde a espécie

nunca foi detectada. Calculando a probabilidade de falsa ausência, $(1-p)^k$, sendo k a média do número de ocasiões de levantamento (7.7), o valor mínimo de p aceitável neste estudo foi de 0.22. Portanto, espécies que tiveram uma probabilidade de detecção estimada menor do que este valor não foram utilizadas para análises de ocupação.

Na primeira análise, nós estimamos a ocupação dos mamíferos assumindo os parâmetros de ψ e p específicos para cada reserva: $\psi(\text{reserva})$, $p(\text{reserva})$. Nós definimos quatro categorias de status de ocupação: alto ($\hat{\psi} > 66\%$); moderado ($34\% \leq \hat{\psi} \leq 66\%$); baixo ($\hat{\psi} < 34\%$) e ausente. Uma espécie foi considerada ausente em uma reserva quando ela não foi registrada pelo método de levantamento e por nenhum outro dado oportunístico durante o período de estudo (e.g. relato por guarda-parque, registro por armadilha fotográfica). O status de ocupação foi inconclusivo quando a espécie teve um $p < 0.22$ ou quando não foi registrada pelo método de levantamento, mas sua ocorrência foi confirmada por dados oportunistas.

Na segunda análise, nós investigamos se os parâmetros de ψ e p das espécies variam em função das reservas, dos estágios sucessionais de floresta (madura, intermediário e inicial), do relevo (planície ou encosta), da proximidade de estabelecimentos humanos, e se p varia em função das ocasiões de levantamento (variação no tempo). A proximidade de estabelecimentos humanos foi medida em relação a distância das estradas, visto que moradias se encontram ao longo de sua extensão e por facilitarem o acesso de invasores nas reservas. Assim, em cada sítio amostral, nós mensuramos a porcentagem de área de cada estágio de floresta e do relevo além da distância do ponto central até a estrada mais próxima. As variáveis espaciais foram mensuradas no programa ArcMap 10 através de bases cartográficas georeferenciadas cedidas pela administração das reservas.

Nas duas escalas espaciais de sítios (0.3 e 2 km²), nós realizamos, *a priori*, análises de correlação linear de Pearson, na qual pares de variáveis com coeficientes de determinação (R^2)

acima de 0.5 foram consideradas altamente correlacionadas. Não foi observado nenhuma alta correlação entre os estágios de floresta, o relevo e a distância da estrada. Em seguida, para cada espécie, nós testamos a importância de cada variável separadamente seguindo as variações nos modelos de acordo com Bailey et al. (2004). Primeiro, nós mantivemos a ocupação constante, $\psi(\cdot)$, e permitimos a detectabilidade variar com o tempo e cada variável separadamente, $p(t)$ e $p(\text{var})$. Depois, nós mantivemos a detectabilidade constante, $p(\cdot)$, e variamos a ocupação com cada variável separadamente, $\psi(\text{var})$. Como referência, nós utilizamos o modelo constante, $\psi(\cdot)$, $p(\cdot)$. Por fim, os modelos selecionados de $\psi(\cdot)$, $p(\text{var})$ e $\psi(\text{var})$, $p(\cdot)$ foram combinados em $\psi(\text{var})$, $p(\text{var})$, para explorar se incluindo variáveis nos dois parâmetros melhora o desempenho do modelo.

Na terceira análise, nós investigamos se a ocupação e a detectabilidade dos mamíferos alvos de caça são afetadas pela presença do cachorro-doméstico, através do modelo de ocupação condicional de duas espécies (Richmond et al. 2010). Este modelo é representado por probabilidades condicionadas, onde foi assumido que o cachorro-doméstico é a espécie predadora (espécie A) e as demais espécies como presas (espécie B). Particularmente, os grandes felinos não são evidentemente potenciais presas dos cachorros-domésticos, mas acreditamos que a simples presença dessa espécie pode afastar o uso local desses felinos, tendo assim o efeito similar a de uma presa. A descrição dos parâmetros de ocupação e detectabilidade utilizados neste modelo são:

ψ_A - ocupação da espécie A;

ψ_{Ba} –ocupação da espécie B na ausência de A;

ψ_{BA} –ocupação da espécie B na presença de A;

p_A – probabilidade de detecção da espécie A na ausência de B;

r_A – probabilidade de detecção da espécie A na presença de B;

p_B – probabilidade de detecção da espécie B na ausência de A;

r_{BA} – probabilidade de detecção da espécie B quando as duas espécies estão presentes e a espécie A foi detectada;

r_{Ba} - probabilidade de detecção da espécie B quando as duas espécies estão presentes e a espécie A não foi detectada.

Incorporando as variáveis selecionadas da segunda análise nos parâmetros descritos acima, nós testamos as seguintes hipóteses: a ocupação da espécie B está condicionada à presença da espécie A (ψ_{Ba} , ψ_{BA}) ou incondicionada ($\psi_{Ba} = \psi_{BA}$); a probabilidade de detecção da espécie B está condicionada à presença da espécie A (p_B , $r_{BA} = r_{Ba}$) ou incondicionada ($p_B = r_{BA} = r_{Ba}$) e por último, quando as duas espécies estão presentes no sítio amostral, a detecção da espécie B está condicionada à detecção da espécie A (r_{BA} , r_{Ba}) ou incondicionada ($r_{BA} = r_{Ba}$).

Todos os modelos da segunda e terceira análises foram ranqueados utilizando o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc; Burnham & Anderson 2002). Modelos com os menores valores de AICc ($\Delta AICc < 2$) foram considerados os mais informativos.

RESULTADOS

Status de ocupação

Nós conseguimos determinar o status de ocupação de todas as espécies, com exceção da cutia (*Dasyprocta azarae*), em pelo menos uma das reservas (Tabela 1; Apêndice B). A onça-pintada

(*Panthera onca*) foi a única espécie ausente nas quatro reservas. O queixada (*Tayassu pecari*) e a anta (*Tapirus terrestris*) foram as espécies menos registradas. Na Reserva Natural Rio Cachoeira, as duas espécies estavam presentes na parte norte, sendo registradas nos sítios localizados em áreas de encosta, que fazem limite com extensas áreas contínuas de floresta. A presença da anta na Reserva Natural Salto Morato foi confirmada por relatos dos guardas-parque e através de registros de pegadas fora dos sítios amostrais.

O puma (*Puma concolor*), os veados (*Mazama* spp.), o cateto (*Pecari tajacu*), o tatu-galinha (*Dasyopus novemcinctus*) e a paca (*Cuniculus paca*) foram as espécies mais comuns (Tabela 1), sendo registradas em áreas de planície e encosta e nos diferentes estágios sucessionais de floresta. A cutia foi registrada nas Reservas Naturais Morro da Mina e Rio Cachoeira, ocorrendo nos diferentes tipos de habitat, mas devido a insuficiência na detectabilidade sua ocupação não foi estimada. A presença dessa espécie nas outras duas reservas foi confirmada por relatos de guardas-parque. A capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) foi registrada exclusivamente em áreas de planície e o cachorro-doméstico (*Canis familiaris*) teve registros nas quatro reservas, ocorrendo também nos diferentes tipos de habitat.

Tabela 1. Classificação do status de ocupação com base na ocupação média estimada $\hat{\psi}$ (SE) (ver Apêndice B) de 10 espécies de mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro-doméstico, em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. Morro da Mina (MM), Rio Cachoeira (RC), Serra do Itaqui (SI) e Salto Morato (SM). Alto ($\hat{\psi} > 66\%$); moderado ($34\% \leq \hat{\psi} \leq 66\%$); baixo ($\hat{\psi} < 34\%$).

| Nome científico | Nome comum | status de ocupação | | | | |
|----------------------------------|--------------------|--------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | MM | RC Norte | RC Sul | SI | SM |
| <i>Cuniculus paca</i> | paca | alto | alto | moderado | alto | inconclusivo |
| <i>Dasyprocta azarae</i> | cutia | inconclusivo | inconclusivo | inconclusivo | inconclusivo | inconclusivo |
| <i>Hydrichoerus hydrochaeris</i> | capivara | baixo | baixo | inconclusivo | inconclusivo | ausente |
| <i>Dasypus novemcinctus</i> | tatu-galinha | alto | alto | alto | alto | alto |
| <i>Mazama spp.</i> | veado | inconclusivo | alto | alto | alto | alto |
| <i>Pecari tajacu</i> | cateto | alto | alto | alto | alto | alto |
| <i>Tayassu pecari</i> | queixada | ausente | inconclusivo | ausente | ausente | ausente |
| <i>Tapirus terrestris</i> | anta | ausente | moderado | ausente | ausente | inconclusivo |
| <i>Panthera onca</i> | onça-pintada | ausente | ausente | ausente | ausente | ausente |
| <i>Puma concolor</i> | puma | alto | alto | alto | alto | alto |
| Espécie não-nativa | | | | | | |
| <i>Canis familiaris</i> | cachorro-doméstico | moderado | alto | inconclusivo | baixo | inconclusivo |

Efeitos das variáveis sobre a ocupação e a detectabilidade

As variáveis selecionadas pelo melhor modelo, que influenciaram a ocupação (ψ) das espécies foram a distância da estrada para o cateto e o puma e o relevo para o cachorro-doméstico. As que influenciaram a detectabilidade (p) foram a proporção de floresta inicial para o cateto e o puma, a distância da estrada para o cachorro-doméstico e as reservas para a paca, o tatu-galinha e o veado (Tabela 2; Apêndice C). Em relação a capivara, como ela foi registrada exclusivamente em áreas de planície em três reservas, o esforço amostral efetivo utilizado foi de 38 sítios. A modelagem mostrou uma incerteza quanto a existência ou não de efeito da quantidade de floresta inicial e madura sobre a ocupação dessa espécie (Tabela 2).

Tabela 2. Resumo da seleção dos modelos de ocupação para os dados de seis espécies de mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro doméstico, em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. Somente modelos com um peso > 0.1 são mostrados. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras, Δ AICc: diferença nos valores de AICc entre cada modelo e o melhor modelo; peso do modelo que varia de 0 a 1, N Par: número de parâmetros do modelo e $-2\log L$: duas vezes o negativo de log-likelihood.

| Modelo | AICc | Δ AICc | peso | N Par | $-2\log L$ |
|---|--------|---------------|------|-------|------------|
| paca | | | | | |
| $\psi(\cdot), p(\text{reserva})$ | 472.64 | 0 | 0.80 | 6 | 459.06 |
| $\psi(\text{reserva}), p(\text{reserva})$ | 476.77 | 4.13 | 0.10 | 10 | 452.28 |
| capivara | | | | | |
| $\psi(\text{inicial}), p(\cdot)$ | 156.3 | 0 | 0.28 | 3 | 149.59 |

continua

| | | | | | |
|--|--------|------|------|---|--------|
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 157.66 | 1.36 | 0.14 | 2 | 153.32 |
| $\psi(\text{madura}),p(\cdot)$ | 158.01 | 1.71 | 0.12 | 3 | 151.30 |
| $\psi(\cdot),p(\text{intermediaria})$ | 158.38 | 2.08 | 0.10 | 3 | 151.67 |
| tatu-galinha | | | | | |
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 508.64 | 0 | 0.93 | 6 | 495.06 |
| veado | | | | | |
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 570.91 | 0 | 0.95 | 6 | 557.33 |
| cateto | | | | | |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\text{inicial})$ | 552.86 | 0 | 0.99 | 4 | 544.13 |
| puma | | | | | |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\text{inicial})$ | 608.86 | 0 | 0.96 | 4 | 600.13 |
| cachorro-doméstico | | | | | |
| $\psi(\text{relevo}),p(\text{dist_estrada})$ | 359.04 | 0 | 0.82 | 4 | 350.31 |

Os resultados dos efeitos das variáveis selecionadas para o cateto mostraram que a distância da estrada teve um efeito positivo na ocupação somente a partir dos 2 km de distância. Com o decréscimo da distância a partir de 2 km, a proporção de sítios usados diminuiu acentuadamente. Ainda, a probabilidade de detecção foi afetada negativamente com a quantidade de floresta inicial. Para o puma, a ocupação e a detectabilidade tiveram respostas similares ao do cateto (Figura 2).

Em relação ao cachorro-doméstico, a ocupação aumentou com a quantidade de área de planície e a chance de detecção foi maior em locais mais próximos da estrada. Para a paca e o tatu-galinha, a probabilidade de detecção foi menor na Reserva Natural Salto Morato do que nas outras reservas, ao passo que para os veados a detectabilidade foi maior na Reserva Natural Rio Cachoeira (Figura 2).

Não foi possível ajustar modelos para cutia, anta e queixada devido a insuficiência de dados (baixa probabilidade de detecção ou baixo número de sítios onde a espécie foi registrada).

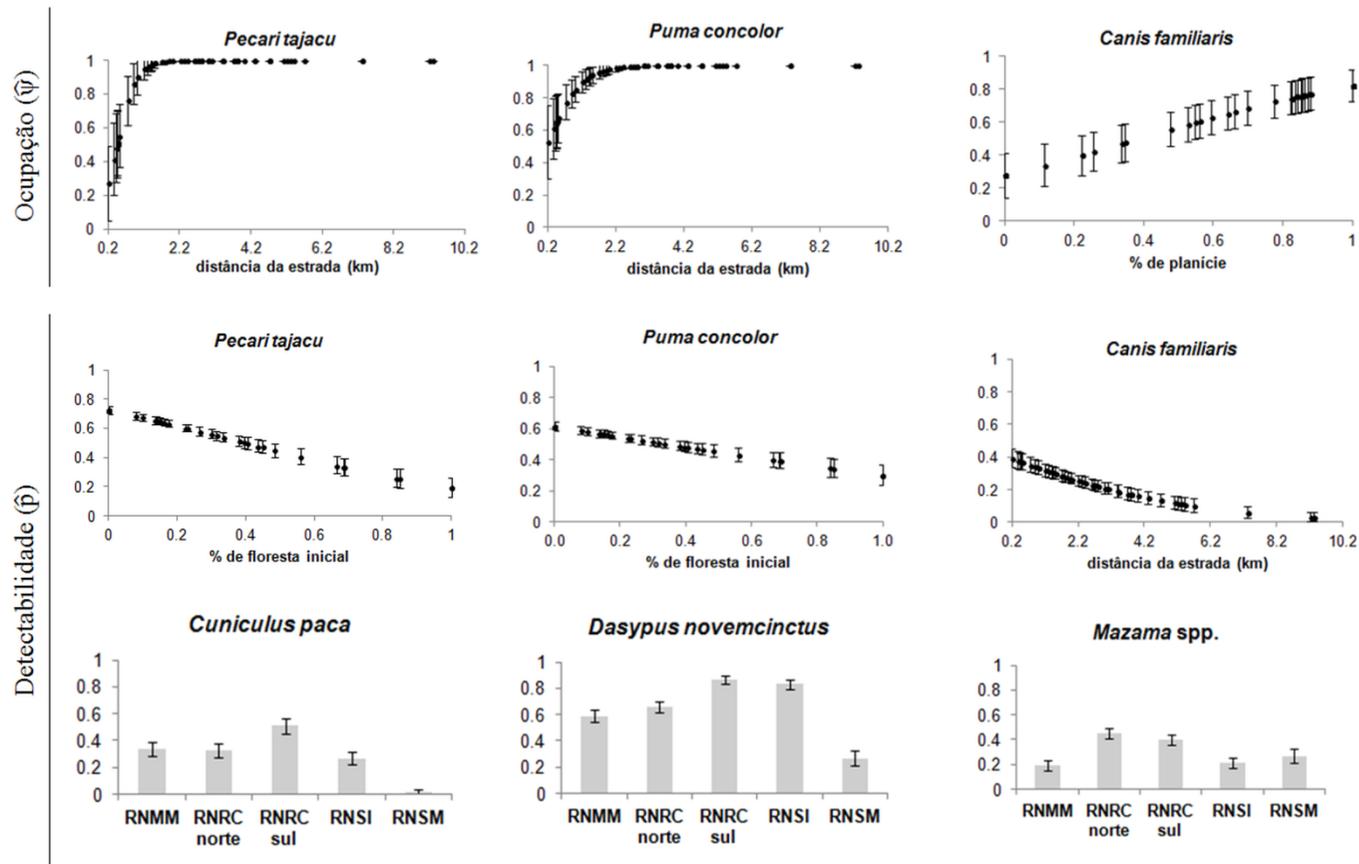


Fig. 2. Efeito das variáveis selecionadas sobre a ocupação ($\hat{\psi}$) e a detectabilidade (\hat{p}) dos mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro-doméstico, em quatro reservas naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil. As barras verticais indicam ± 1 . Erro Padrão (EP). RNMM = Reserva Natural Morro da Mina; RNRC = Reserva Natural Rio Cachoeira; RNSI = Reserva Natural Serra do Itaqui e RNSM = Reserva Natural Salto Morato.

Influência do cachorro-doméstico e período de atividade

Os modelos de ocupação de duas espécies mostraram que a ocupação dos mamíferos analisados independem da presença do cachorro-doméstico ($\psi_{BA} = \psi_{Ba}$), enquanto a chance de detectar o tatu-galinha e o cateto depende da presença dele ($p_B, r_{BA} = r_{Ba}$; Tabela 3), porém esse efeito teve direções opostas. Para o cateto, a detectabilidade em áreas com maior quantidade de floresta inicial diminuiu acentuadamente na presença do cachorro-doméstico, enquanto a variação da detectabilidade do tatu-galinha nas reservas foi maior na presença dele (Figura 3).

Tabela 3. Seleção dos modelos de ocupação de duas espécies, testando a influência do cachorro-doméstico (espécie A) sobre cada um dos seis mamíferos alvos de caça (espécie B) em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil.

| Modelo | AICc | Δ AICc | peso | N Par | -2log L |
|--|--------|---------------|------|-------|----------|
| cachorro-doméstico e paca | | | | | |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, r_A, p_B = r_{BA} = r_{Ba}$ | 824.21 | 0.00 | 0.71 | 11 | 796.71 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA} = r_{Ba}$ | 828.07 | 3.86 | 0.10 | 15 | 787.16 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 840.94 | 16.73 | 0.00 | 19 | 783.94 |
| $\psi_A, \psi_{BA}, \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 848.91 | 24.70 | 0.00 | 20 | 787.37 |
| cahorro-doméstico e capivara | | | | | |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, r_A, p_B = r_{BA} = r_{Ba}$ | 439.56 | 0.00 | 0.84 | 8 | 418.59 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA} = r_{Ba}$ | 443.66 | 4.10 | 0.11 | 9 | 419.23 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 445.35 | 5.79 | 0.04 | 10 | 417.2 |
| $\psi_A, \psi_{BA}, \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 449.08 | 9.52 | 0.00 | 11 | 416.93 |
| | | | | | continua |

cachorro-doméstico e tatu-galinha^a

| | | | | | |
|---|--------|------|------|----|--------|
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_B, p_A = r_A, r_{BA} = r_{Ba}$ | 858.58 | 0.00 | 0.71 | 11 | 831.08 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A = r_A, p_B, r_{BA}, r_{Ba}$ | 860.95 | 2.37 | 0.22 | 14 | 823.62 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A = r_A, p_B = r_{BA} = r_{Ba}$ | 866.06 | 7.48 | 0.02 | 8 | 847.24 |
| $\psi_A, \psi_{BA}, \psi_{Ba}, p_A = r_A, p_B, r_{BA}, r_{Ba}$ | 867.20 | 8.62 | 0.01 | 15 | 826.29 |

cachorro-doméstico e veado

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, r_A, p_B = r_{BA} = r_{Ba}$ | 918.90 | 0.00 | 0.60 | 9 | 897.3 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA} = r_{Ba}$ | 921.90 | 3.00 | 0.13 | 11 | 894.4 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 927.00 | 8.10 | 0.01 | 13 | 893.09 |
| $\psi_A, \psi_{BA}, \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 929.48 | 10.58 | 0.00 | 14 | 892.15 |

cachorro-doméstico e cateto

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA} = r_{Ba}$ | 909.9 | 0.00 | 0.91 | 12 | 879.26 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, r_A, p_B = r_{BA} = r_{Ba}$ | 915.96 | 6.06 | 0.04 | 10 | 891.47 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 919.77 | 9.87 | 0.00 | 14 | 882.44 |
| $\psi_A, \psi_{BA}, \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 922.57 | 12.67 | 0.00 | 15 | 881.66 |

cachorro-doméstico e puma

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, r_A, p_B = r_{BA} = r_{Ba}$ | 970.20 | 0.00 | 0.73 | 10 | 945.71 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA} = r_{Ba}$ | 973.10 | 2.90 | 0.17 | 12 | 942.46 |
| $\psi_A, \psi_{BA} = \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 979.11 | 8.91 | 0.00 | 14 | 941.78 |
| $\psi_A, \psi_{BA}, \psi_{Ba}, p_A, p_B, r_A, r_{BA}, r_{Ba}$ | 984.92 | 14.72 | 0.00 | 16 | 940.27 |

Nota: ver no Métodos a descrição dos parâmetros. As covariáveis nos parâmetros de ocupação

(ψ) e detectabilidade (p e r) das espécies foram de acordo com os modelos selecionados da

Tabela 2. Quando houve mais que um modelo selecionado, nós utilizamos o mais simples.

^a nós assumimos que $p_A = r_A$ porque 100% dos sítios, onde o cachorro-doméstico foi registrado, o tatu-galinha estava presente.

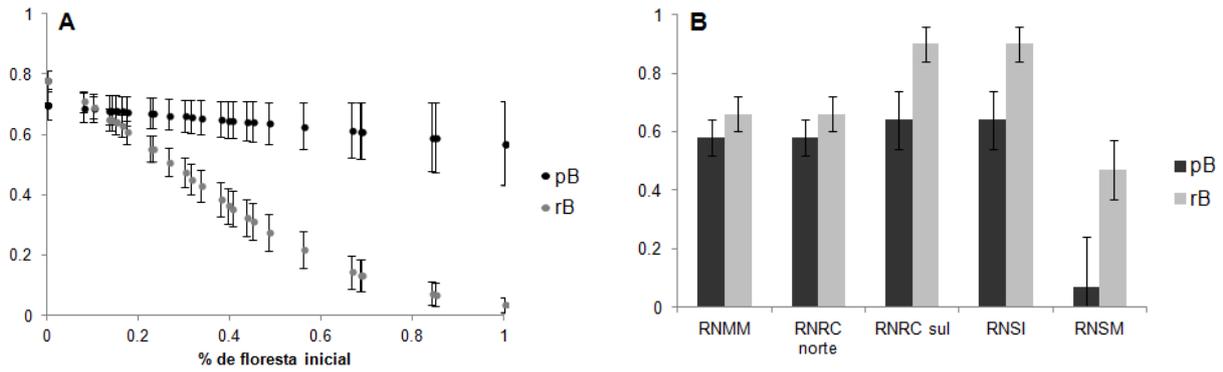


Fig. 3. A. probabilidade de detecção do cateto em relação a quantidade de floresta inicial, na ausência (pB) e na presença (rB) do cachorro-doméstico. B. probabilidade de detecção do tatu-galinha entre as reservas, na ausência e presença do cachorro-doméstico. As barras verticais indicam ± 1 . Erro Padrão (EP).

O padrão de atividade das espécies mostrou que o hábito predominantemente diurno do cachorro-doméstico foi bastante similar ao do cateto, quando comparado com o tatu-galinha, veado e a paca, que tiveram atividade predominantemente noturna. O puma não apresentou predominância por um dos períodos de atividade, diurno ou noturno (Figura 4). A capivara teve poucos registros fotográficos ($n = 4$) e, portanto, não foi analisada.

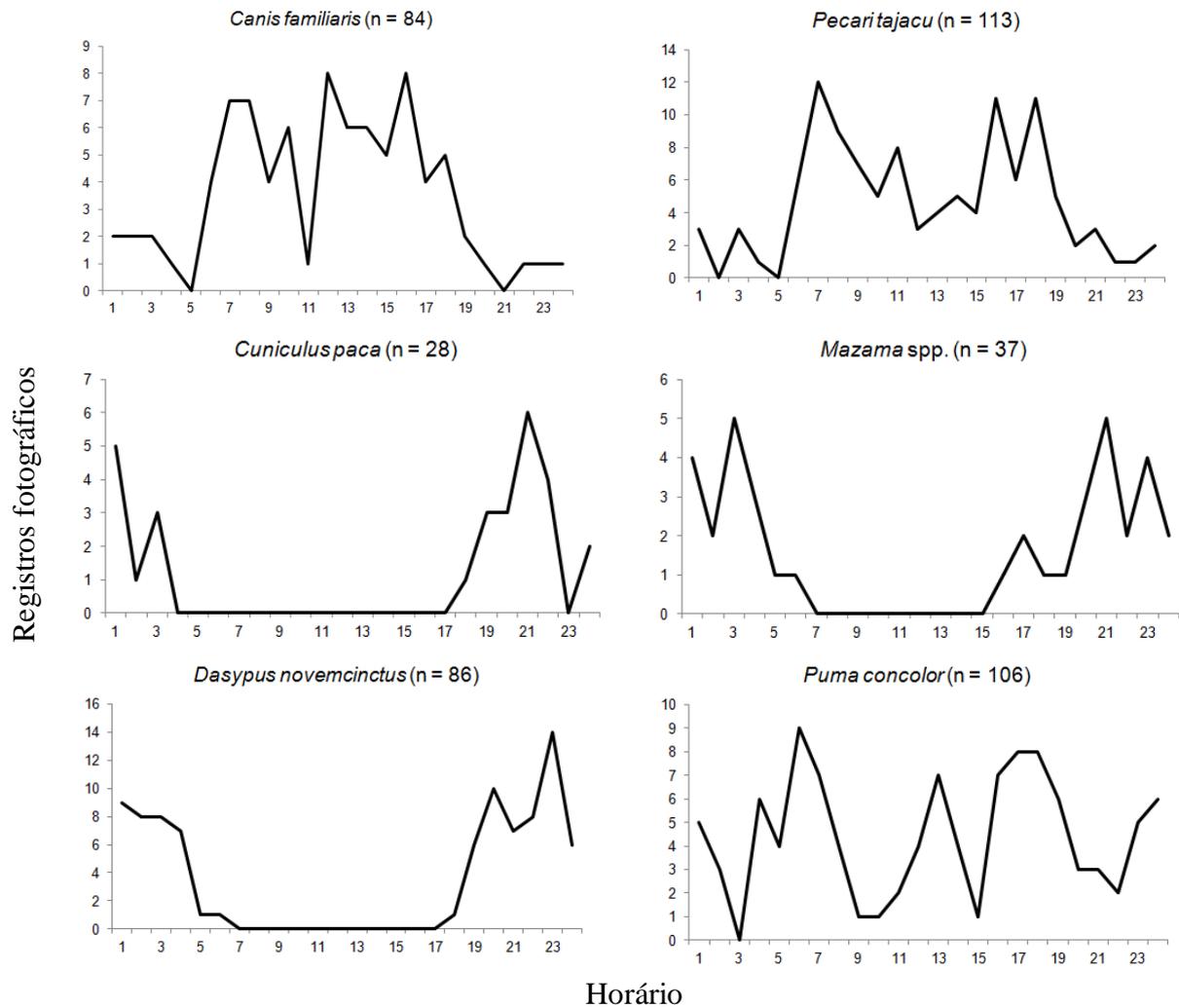


Fig. 4. Período de atividade em relação ao número de registros obtidos por armadilhas fotográficas.

DISCUSSÃO

Os nossos resultados indicaram evidências que sustentam a hipótese de um efeito de borda sobre a ocorrência e a distribuição de mamíferos nas reservas, apenas para o cateto e o puma. Esse efeito foi manifestado pela diminuição da proporção de sítios usados somente a partir de locais mais próximos da estrada (< 2km). Para o puma, no entanto, o efeito de borda parece ter sido indireto. O puma é um predador de hábito alimentar carnívoro oportunista, podendo preda várias espécies de mamíferos de diferentes tamanhos e forragear seletivamente dependendo da disponibilidade e vulnerabilidade da presa local (Iriarte 1990). Na área de

estudo, o cateto, o tatu-galinha e a capivara são as presas mais frequentes na dieta do puma, sendo o cateto a principal delas (Magezi 2013). Embora não tenhamos informações de abundância das presas, o padrão similar de ocupação e detectabilidade entre o cateto e o puma sugere um forrageamento seletivo do predador, resultando em uma distribuição moldada em função da presa (Fusco-Costa et al. dados não publicados).

O efeito da distância da estrada sobre a proporção de sítios usados pelo cateto, possivelmente está associada com a distribuição do cachorro-doméstico no interior das reservas, além da ocupação humana no entorno. O cachorro-doméstico evitou as áreas de encosta e usou intensivamente locais mais próximos da estrada, consistente com o padrão observado por outros estudos (Srbek-Araujo and Chiarello 2008, Lacerda et al. 2009). Além disso, os modelos de ocupação de duas espécies sustentaram a hipótese de uma probabilidade de detecção do cateto condicionada negativamente à presença do cachorro-doméstico. Observando os padrões de atividade das espécies analisadas, que foi consistente com a literatura (Emmons and Feer 1997, Reis et al. 2011), o cateto foi a única espécie que teve o período de atividade similar ao do cachorro-doméstico. Assim, para evitar o risco de predação, o cateto utilizou menos intensivamente os locais onde o cachorro-doméstico foi registrado, sustentando a hipótese de uma interferência negativa da espécie exótica sobre a nativa. Ainda, nossos resultados mostraram que essa interação negativa ocorreu em áreas com maior quantidade de floresta inicial. Como a floresta inicial representa uma área mais aberta, os catetos ficam mais expostos, com menos condições de refúgio do que áreas mais densamente florestadas. A capivara também é reconhecidamente uma espécie de hábito diurno, mas diferente do cateto, ela tem um hábito semi-aquático e quando ameaçada ela se refugia na água, onde pode permanecer por um longo período (Emmons and Feer 1997). Assim, nossos resultados indicam que a extensão do efeito da presença do cachorro-doméstico sobre a distribuição da fauna

nativa pode ser atenuada por características do habitat e por hábitos comportamentais de espécies que minimizam o risco de predação ou de encontro com a espécie não nativa.

A ausência de onça-pintada e os poucos sítios onde o queixada e a anta foram registrados pode ser resultado de um processo histórico e atual de pressão de caça sobre essas espécies na região. Por razões biológica e ecológicas essas três espécies são reconhecidamente mais vulneráveis a perturbações antrópicas do que outros mamíferos de médio e grande porte analisados neste estudo (Iriarte 1990; Peres 1996; Bodmer et al. 1997; De Angelo et al. 2011). Enquanto esses últimos ainda persistem nas áreas protegidas estudadas e alguns são relativamente comuns, a onça-pintada, o queixada e a anta provavelmente estão ocupando com uma maior frequência áreas mais remotas que se estendem além dos limites das reservas. Embora não houvesse evidências da ocorrência da onça-pintada durante o período de estudo, os guardas-parque relataram sua ocorrência esporadicamente (e.g. uma vez a cada cinco anos ou mais) nas reservas naturais Morro da Mina e Rio Cachoeira. Assim, é improvável a presença de indivíduos residentes nas imediações das reservas. De acordo com os guardas-parque a ausência da anta em duas e do queixada em três das quatro reservas representa um estado permanente que vem muito antes da criação das reservas (i.e. há mais de 17 anos), o que indica um isolamento dessas áreas de uma população fonte. Especificamente, a Reserva Natural Serra do Itaqui está cercada pela ocupação humana (ver Figura 1) o que diminui ainda mais a chance de uma possível recolonização. Assim, a extensão do efeito de borda para essas espécies deve ir além dos limites das reservas, onde a pressão de caça pode ter reduzido as chances de dispersão ou movimentação de indivíduos de áreas mais remotas para dentro das reservas.

A ocupação e a detectabilidade dos outros mamíferos analisados como o tatu-galinha, os veados e a paca foram independentes do habitat e da distância das estradas, indicando que essas espécies estão distribuídas amplamente nas reservas independente do efeito de borda. A variação na detectabilidade dessas três espécies entre as reservas pode estar associada a

diferenças na abundância local. A ocupação da capivara está restrita às áreas de planície, onde existem maiores porções de áreas alagáveis como rios e banhados, o que representa um ambiente mais propício para a ocupação dessa espécie do que a encosta (Emmons and Feer 1997). A ausência da capivara na Reserva Natural Salto Morato pode ser explicada pela baixa disponibilidade de área de planície comparada com as outras reservas (na RNSM a área de planície soma apenas 3.4 km², ao passo que nas outras reservas ela varia entre 11 e 45 km²). Surpreendentemente, os nossos resultados mostraram uma detectabilidade maior do tatu-galinha na presença do cachorro-doméstico do que na ausência dele. Algum fator relacionado mais especificamente com os sítios onde o cachorro-doméstico foi registrado pode ter contribuído para esse efeito.

Conclusões e recomendações para o manejo das reservas

A ausência de evidências de um efeito de borda sobre a ocupação da maioria das espécies analisadas pode estar associada ao nível de proteção das reservas em inibir a presença de caçadores dentro de seus perímetros. A ocorrência em poucos sítios ou a ausência de grandes mamíferos não deve ser atribuída a uma falha de proteção das reservas, uma vez que resultam de um estado anterior à implementação como áreas protegidas. Particularmente, a ocorrência de queixada e anta em apenas uma e duas reservas, respectivamente, pode estar associada à proximidade com áreas fonte de populações fora das reservas. Assim, ações de manejo para manter a persistência dessas espécies nas reservas serão mais efetivas se direcionadas, principalmente na mitigação da caça ilegal no entorno dessas áreas protegidas. Paralelamente, o conhecimento sobre a ocupação atual desses mamíferos em nível regional é importante para indicar potenciais áreas fonte de populações e subsidiar estratégias de conservação e monitoramento (e.g. ampliação ou criação de áreas protegidas).

A manifestação do efeito de borda causada pela presença do cachorro-doméstico não é possível de ser eliminado com ações somente dentro das reservas. Embora o cachorro-doméstico tenha exercido uma influência negativa somente para o cateto, sua ocorrência pode ser prejudicial a outras espécies não analisadas neste estudo como pequenos mamíferos (e.g. predação) e mesopredadores (e.g. sobreposição de nicho e transmissão de doenças) (Young et al. 2011; Hughes and Macdonald 2013). Para diminuir a incidência de cachorros-domésticos nas reservas, nós recomendamos campanhas de castração e vacinação e uma atuação conjunta com os moradores locais para que eles mantenham seus animais presos. Os registros fotográficos de cachorros-domésticos obtidos por armadilhas fotográficas estão sendo utilizados pelos gestores das reservas na identificação dos donos desses animais para direcionar ações educativas ou dependendo do caso punição de acordo com a lei.

LITERATURA CITADA

Andriguetto-Filho, J. M., A. C. Krüger, and M. B. R. Lange. 1998. Caça, biodiversidade e gestão ambiental na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Biotemas* 11:133–156.

Bailey, L. L., T. R. Simons, and K. H. Pollock. 2004. Estimating Site Occupancy and Species Detection Probability Parameters for Terrestrial Salamanders. *Ecological Applications* 14:692–702.

Beck-King, H., and O. von Helversen. 1999. Home range, population density, and food resources of agouti paca (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: a study using alternative methods. *Biotropica* 31:675-685.

Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg, and K. H. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conservation Biology* 11:460–466.

Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second edition. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Carrillo, E., G. Wong, and A. D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14:1580–1591.

Cassano, C. R., J. Barlow, and R. Pardini. 2014. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation* 169:14–22.

Cheida, C. C., E. Nakano-Oliveira, R. Fusco-Costa, F. Rocha-Mendes, and J. Quadros. 2011. Ordem Carnívora. Pages 235-288 in N. R. Reis, A. L. Peracchi, W. A. Pedro, and I. P. Lima, editors. *Mamíferos do Brasil*. Second edition. Edur UFRRJ, Londrina, Brasil.

De Angelo, C., A. Paviolo, and M. Di Bitetti. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* 17:422–436.

Emmons, L. H., and F. Feer. 1997. Neotropical Rainforest Mammals. Second edition. The University of Chicago Press, Chicago, USA.

Franklin, W. L., W. E. Johnson, R. J. Sarno, and J. A. Iriarte. 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation* 90:33-40.

Gormley, A. M., D. M. Forsyth, P. Griffioen, M. Lindeman, D. S. L. Ramsey, M. P. Scroggie, and L. Woodford. 2011. Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology* 48:25-34.

Hansen, A.J., and R. DeFries. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas. *Ecological Applications* 17:974–988.

Hill, K. I. M., J. Padwe, C. Bejyvagi, A. Bepurangi, F. Jakugi, T. Tykuarangi, and R. Tykuarangi. 1997. Impact of Hunting on Large Vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 11:1339–1353.

Hines, J. E. 2006. PRESENCE (version 5.7) – software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD, USA.

Hughes, J., and D. W. Macdonald. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157:341–351.

Iriarte, J. A., W. L. Franklin, W. E. Johnson, and K. H. Redford. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia* 85:185–190.

Karanth, K. U., A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, S. Vaidyanathan, J. D. Nichols, and D. I. MacKenzie. 2011. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 48:1048–1056.

Keuroghlian, A., D. P. Eaton, and W. S. Longland. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Earthwatch* 120:411–425.

Koster, J. 2008. The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation* 35:211–220.

Lacerda, C. R., W. M. Tomas, and J. Marinho-Filho. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12:477–487.

Lenth, B., R. Knight, and M. E. Brennan. 2008. The effects of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal* 28:218-227.

Liebsch, D., R. Goldenberg, and M. C. M. Marques. 2007. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasiliense* 21:983-992.

Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.

Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA.

Magezi, G. S. 2013. Dieta de felídeos silvestres em áreas de floresta atlântica costeira litoral norte do Estado do Paraná. Master dissertation, Zoology Post-Graduate Course, Universidade Federal do Paraná.

Mcbee, K., and R. J. Baker. 1982. *Dasypus novemcinctus*. *Mammalian species* 162:1-9.

Mones, A., and Ojasti, J. 1986. *Hydrochoerus hydrochaeris*. *Mammalian species* 264:1-7.

Novaro, A. J., K. H. Redford, and R. E. Bodmer. 2000. Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14:713–721.

O'Connell, A. F., N. W. Talancy, L. L. Bailey, J. R. Sauer, R. Cook, and A. T. Gilbert. 2006. Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a Coastal Ecosystem. *Journal of Wildlife Management* 70:1625–1633.

- Peres, C. A. 1996. Population Status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115–123.
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A. and I. P. Lima, editors. 2011. *Mamíferos do Brasil*. Second edition. Edur UFRRJ, Londrina, Brasil.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Richmond, O. M. W., J. E. Hines, and S. R. Beissinger. 2010. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological applications* 20:2036–46.
- Silva-Rodríguez, E., and K. E. Sieving. 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25:808–815.
- Silvius, K., and J. M. V. Fragoso. 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home-range use in Amazonian forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. *Biotropica* 35:74-83.
- Srbek-Araujo, A.C. and Chiarello, A.G. 2008. 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* 68:771-779.
- Steinmetz, R., N. Seuaturien, and W. Chutipong. 2013. Tigers, leopards, and dholes in a half-empty forest: Assessing species interactions in a guild of threatened carnivores. *Biological Conservation* 163:68–78.

Thompson, W. L., G. C. White, and C. Gowan. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, San Diego, California, USA.

Tiepolo, L. M., and Tomas, W. M. 2011. Ordem Artiodactyla. Pages 293-314 *in* N. R. Reis, A. L. Peracchi, W. A. Pedro, and I. P. Lima, editors. Mamíferos do Brasil. Second edition. Edur UFRRJ, Londrina, Brasil.

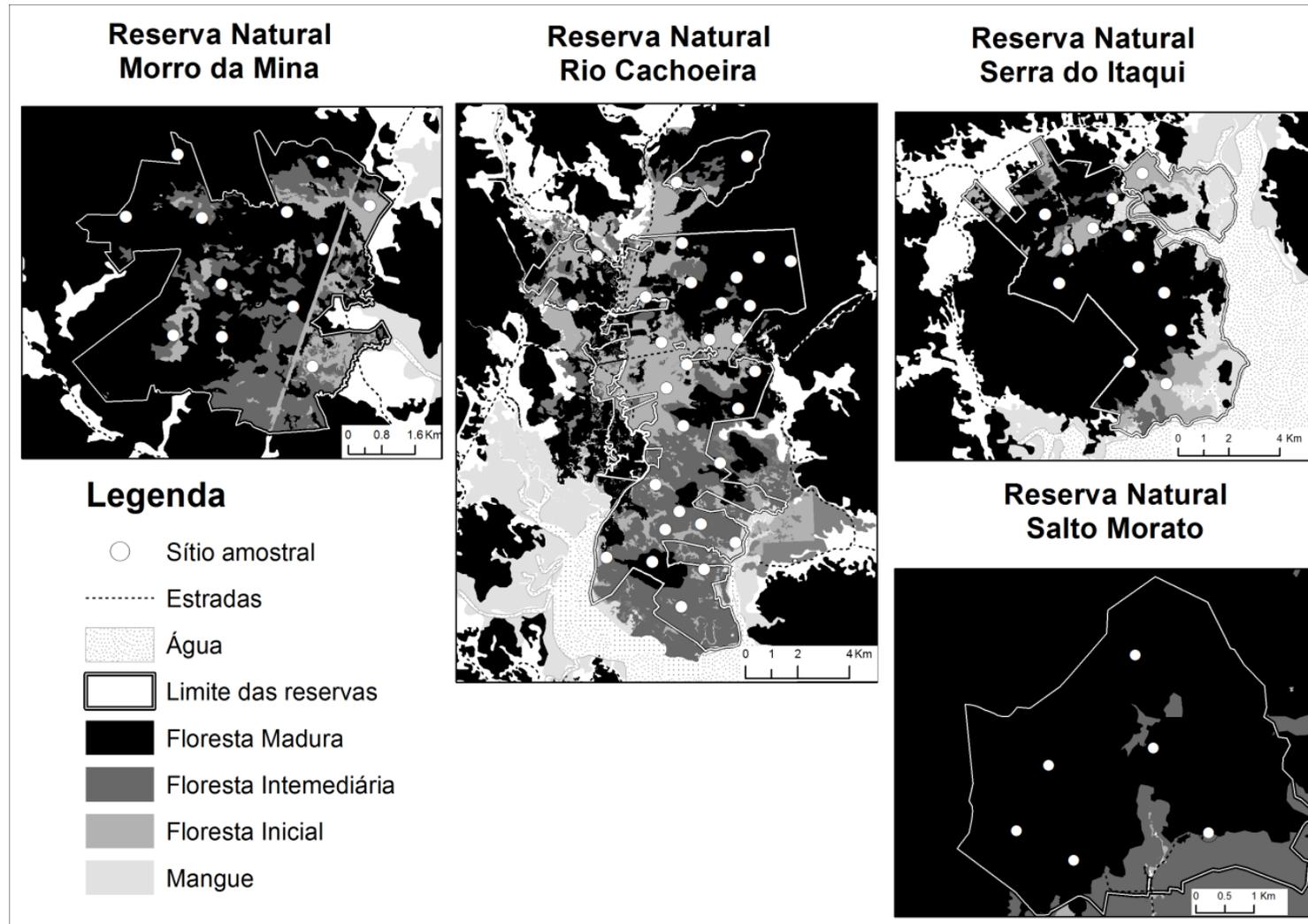
Woodroffe, R., and J. R. Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126–2128.

Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16:446–453.

Young, J. K., K. Olson, R. P. Reading, S. Amgalanbaatar, and J. Berger. 2011. Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming Dogs on Wildlife Populations. *BioScience* 61:125–132.

APÊNDICES

Apêndice A. Distribuição espacial dos sítios amostrais nas quatro Reservas Naturais estudadas, destacando os diferentes estágios de regeneração florestal.



Apêndice B. Ocupação e detectabilidade de mamíferos de médio e grande porte alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro-doméstico, em quatro Reservas Naturais na Floresta Atlântica costeira, Estado do Paraná, sul do Brasil. Os quadros em branco indicam que a espécie não foi registrada. ne: não estimado.

| Nome científico | Morro da Mina | | Rio Cachoeira Norte | | Rio Cachoeira Sul | | Serra do Itaqui | | Salto Morato | |
|----------------------------------|---------------|-------------|---------------------|-------------|-------------------|-------------|-----------------|-------------|--------------|-------------|
| | $\hat{\psi}$ | \hat{p} | $\hat{\psi}$ | \hat{p} | $\hat{\psi}$ | \hat{p} | $\hat{\psi}$ | \hat{p} | $\hat{\psi}$ | \hat{p} |
| <i>Cuniculus paca</i> | 0.97 (0.10) | 0.33 (0.23) | 0.77 (0.12) | 0.32 (0.05) | 0.53 (0.13) | 0.51 (0.06) | 0.83 (0.15) | 0.25 (0.05) | ne | 0.02 (0.02) |
| <i>Dasyprocta azarae</i> | ne | 0.14 (0.08) | ne | 0.02 (0.00) | ne | 0.10 (0.03) | | | | |
| <i>Hydrichoerus hydrochaeris</i> | 0.18 (0.12) | 0.31 (0.13) | 0.20 (0.10) | 0.36 (0.10) | ne | 0.18 (0.07) | ne | 0.02 (0.01) | | |
| <i>Dasyplus novemcinctus</i> | 1.00 | 0.60 (0.05) | 1.00 | 0.66 (0.04) | 1.00 | 0.87 (0.03) | 1.00 | 0.83 (0.03) | 0.67 (0.20) | 0.41 (0.10) |
| <i>Mazama spp.</i> | ne | 0.19 (0.04) | 1.00 | 0.45 (0.04) | 1.00 | 0.40 (0.04) | 0.72 (0.15) | 0.30 (0.06) | 1.00 | 0.27 (0.06) |
| <i>Pecari tajacu</i> | 0.91 (0.07) | 0.63 (0.05) | 0.80 (0.10) | 0.56 (0.05) | 1.00 | 0.84 (0.03) | 0.92 (0.07) | 0.60 (0.50) | 1.00 | 0.40 (0.07) |
| <i>Tayassu pecari</i> | | | ne | 0.01 (0.00) | | | | | | |
| <i>Tapirus terrestris</i> | | | 0.21 (0.11) | 0.31 (0.10) | | | | | | |
| <i>Panthera onca</i> | | | | | | | | | | |
| <i>Puma concolor</i> | 1.00 | 0.55 (0.05) | 0.81 (0.10) | 0.42 (0.05) | 0.93 (0.06) | 0.53 (0.04) | 1.00 | 0.70 (0.04) | 1.00 | 0.60 (0.07) |
| Espécie não-nativa | | | | | | | | | | |
| <i>Canis familiaris</i> | 0.34 (0.14) | 0.37 (0.10) | 0.77 (0.12) | 0.32 (0.05) | ne | 0.16 (0.05) | 0.33 (0.13) | 0.46 (0.10) | ne | 0.04 (0.02) |

$\hat{\psi}$ (Erro Padrão) = parâmetro estimado da proporção de sítios ocupados/usados.

\hat{p} (Erro Padrão) = parâmetro estimado da probabilidade de detecção por ocasião de levantamento.

Apêndice C. Seleção dos modelos de ocupação, testando o efeito de variáveis espaciais (estágio sucessional da floresta: inicial, intermediária e madura; relevo: planície/encosta; distância da estrada e reserva) e temporais (ocasiões de levantamento) sobre a ocupação (ψ) e a detectabilidade (p) de mamíferos alvos de caça e da espécie não nativa, o cachorro doméstico, em áreas protegidas na Floresta Atlântica costeira, no Estado do Paraná, sul do Brasil.

| Modelo | AICc | Δ AICc | Peso | N par | -2log L |
|--|--------|---------------|------|-------|---------|
| paca | | | | | |
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 472.64 | 0 | 0.80 | 6 | 459.06 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\text{reserva})$ | 476.77 | 4.13 | 0.10 | 10 | 452.28 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\cdot)$ | 479.09 | 6.45 | 0.03 | 6 | 465.51 |
| $\psi(\cdot),p(\text{inicial})$ | 479.48 | 6.84 | 0.03 | 3 | 473.05 |
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 482.54 | 9.9 | 0.01 | 2 | 478.33 |
| $\psi(\cdot),p(\text{intermediaria})$ | 482.57 | 9.93 | 0.01 | 3 | 476.14 |
| $\psi(\cdot),p(\text{relevo})$ | 482.68 | 10.04 | 0.01 | 3 | 476.25 |
| $\psi(\cdot),p(\text{dist_estrada})$ | 482.9 | 10.26 | 0.00 | 3 | 476.47 |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\cdot)$ | 483.03 | 10.39 | 0.00 | 3 | 476.6 |
| $\psi(\text{relevo}),p(\cdot)$ | 484.17 | 11.53 | 0.00 | 3 | 477.74 |
| $\psi(\text{inicial}),p(\cdot)$ | 484.32 | 11.68 | 0.00 | 3 | 477.89 |
| $\psi(\text{madura}),p(\cdot)$ | 484.44 | 11.8 | 0.00 | 3 | 478.01 |
| $\psi(\cdot),p(\text{madura})$ | 484.59 | 11.95 | 0.00 | 3 | 478.16 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(\cdot)$ | 484.73 | 12.09 | 0.00 | 3 | 478.3 |
| $\psi(\cdot),p(t)$ | 489.65 | 17.01 | 0.00 | 10 | 465.16 |

continua

capivara

| | | | | | |
|-----------------------------------|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(\text{inicial}),p(.)$ | 156.3 | 0 | 0.28 | 3 | 149.59 |
| $\psi(.),p(.)$ | 157.66 | 1.36 | 0.14 | 2 | 153.32 |
| $\psi(\text{madura}),p(.)$ | 158.01 | 1.71 | 0.12 | 3 | 151.3 |
| $\psi(.),p(\text{intermediaria})$ | 158.38 | 2.08 | 0.10 | 3 | 151.67 |
| $\psi(.),p(\text{reserva})$ | 158.99 | 2.69 | 0.07 | 5 | 147.11 |
| $\psi(.),p(\text{inicial})$ | 159.08 | 2.78 | 0.07 | 3 | 152.37 |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(.)$ | 159.31 | 3.01 | 0.06 | 3 | 152.6 |
| $\psi(.),p(\text{dist_estrada})$ | 159.73 | 3.43 | 0.05 | 3 | 153.02 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(.)$ | 159.9 | 3.6 | 0.05 | 3 | 153.19 |
| $\psi(.),p(\text{madura})$ | 160.03 | 3.73 | 0.04 | 3 | 153.32 |
| $\psi(\text{reserva}),p(.)$ | 164.22 | 7.92 | 0.01 | 5 | 152.35 |
| $\psi(.),p(t)$ | 176.08 | 19.78 | 0.00 | 10 | 147.93 |

tatu-galinha

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(.),p(\text{reserva})$ | 508.64 | 0 | 0.93 | 6 | 495.06 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\text{reserva})$ | 513.82 | 5.18 | 0.07 | 10 | 489.33 |
| $\psi(.),p(\text{intermediaria})$ | 536.49 | 27.85 | 0.00 | 3 | 530.06 |
| $\psi(.),p(\text{relevo})$ | 537.67 | 29.03 | 0.00 | 3 | 531.24 |
| $\psi(.),p(\text{dist_est})$ | 543.59 | 34.95 | 0.00 | 3 | 537.16 |
| $\psi(.),p(\text{madura})$ | 543.99 | 35.35 | 0.00 | 3 | 537.56 |
| $\psi(\text{relevo}),p(.)$ | 546.04 | 37.4 | 0.00 | 3 | 539.61 |
| $\psi(\text{madura}),p(.)$ | 546.25 | 37.61 | 0.00 | 3 | 539.82 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(.)$ | 547.59 | 38.95 | 0.00 | 3 | 541.16 |
| $\psi(\text{reserva}),p(.)$ | 547.83 | 39.19 | 0.00 | 6 | 534.25 |

continua

| | | | | | |
|-----------------------------------|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 548.35 | 39.71 | 0.00 | 2 | 544.14 |
| $\psi(\text{inicial}),p(\cdot)$ | 548.49 | 39.85 | 0.00 | 3 | 542.06 |
| $\psi(\text{dist_est}),p(\cdot)$ | 550.32 | 41.68 | 0.00 | 3 | 543.89 |
| $\psi(\cdot),p(\text{inicial})$ | 550.32 | 41.68 | 0.00 | 3 | 543.89 |
| $\psi(\cdot),p(t)$ | 552.67 | 44.03 | 0.00 | 10 | 528.18 |

veado

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 570.91 | 0 | 0.95 | 6 | 557.33 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\text{reserva})$ | 577.93 | 7.02 | 0.03 | 10 | 553.44 |
| $\psi(\cdot),p(\text{madura})$ | 580 | 9.09 | 0.01 | 3 | 573.57 |
| $\psi(\cdot),p(\text{intermediaria})$ | 582.77 | 11.86 | 0.00 | 3 | 576.34 |
| $\psi(\cdot),p(\text{relevo})$ | 582.97 | 12.06 | 0.00 | 3 | 576.54 |
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 585.31 | 14.4 | 0.00 | 2 | 581.1 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\cdot)$ | 585.48 | 14.57 | 0.00 | 6 | 571.9 |
| $\psi(\cdot),p(\text{inicial})$ | 585.62 | 14.71 | 0.00 | 3 | 579.19 |
| $\psi(\cdot),p(\text{dist_est})$ | 585.97 | 15.06 | 0.00 | 3 | 579.54 |
| $\psi(\text{relevo}),p(\cdot)$ | 586.16 | 15.25 | 0.00 | 3 | 579.73 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(\cdot)$ | 586.21 | 15.3 | 0.00 | 3 | 579.78 |
| $\psi(\text{madura}),p(\cdot)$ | 586.93 | 16.02 | 0.00 | 3 | 580.5 |
| $\psi(\text{dist_est}),p(\cdot)$ | 587.33 | 16.42 | 0.00 | 3 | 580.9 |
| $\psi(\text{inicial}),p(\cdot)$ | 587.38 | 16.47 | 0.00 | 3 | 580.95 |
| $\psi(\cdot),p(t)$ | 602.05 | 31.14 | 0.00 | 10 | 577.56 |

cateto

| | | | | | |
|--|--------|---|------|---|--------|
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\text{inicial})$ | 552.86 | 0 | 0.99 | 4 | 544.13 |
|--|--------|---|------|---|--------|

continua

| | | | | | |
|---------------------------------------|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(\cdot),p(\text{inicial})$ | 562.46 | 9.6 | 0.01 | 3 | 556.03 |
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 566.06 | 13.2 | 0.00 | 6 | 552.48 |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\cdot)$ | 578.83 | 25.97 | 0.00 | 3 | 572.4 |
| $\psi(\text{inicial}),p(\cdot)$ | 583.32 | 30.46 | 0.00 | 3 | 576.89 |
| $\psi(\cdot),p(\text{dist_estrada})$ | 586.2 | 33.34 | 0.00 | 3 | 579.77 |
| $\psi(\text{madura}),p(\cdot)$ | 590.27 | 37.41 | 0.00 | 3 | 583.84 |
| $\psi(\text{releva}),p(\cdot)$ | 592.78 | 39.92 | 0.00 | 3 | 586.35 |
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 594.25 | 41.39 | 0.00 | 2 | 590.04 |
| $\psi(\cdot),p(\text{madura})$ | 594.64 | 41.78 | 0.00 | 3 | 588.21 |
| $\psi(\cdot),p(\text{intermediaria})$ | 595.5 | 42.64 | 0.00 | 3 | 589.07 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(\cdot)$ | 595.5 | 42.64 | 0.00 | 3 | 589.07 |
| $\psi(\cdot),p(\text{releva})$ | 596.44 | 43.58 | 0.00 | 3 | 590.01 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\cdot)$ | 598 | 45.14 | 0.00 | 6 | 584.42 |
| $\psi(\cdot),p(t)$ | 609.78 | 56.92 | 0.00 | 10 | 585.29 |

puma

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\text{inicial})$ | 608.86 | 0 | 0.96 | 4 | 600.13 |
| $\psi(\cdot),p(\text{inicial})$ | 616.22 | 7.36 | 0.02 | 3 | 609.79 |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\cdot)$ | 619.67 | 10.81 | 0.00 | 3 | 613.24 |
| $\psi(\cdot),p(\text{madura})$ | 620.47 | 11.61 | 0.00 | 3 | 614.04 |
| $\psi(\cdot),p(\text{dist_estrada})$ | 620.73 | 11.87 | 0.00 | 3 | 614.3 |
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 621.39 | 12.53 | 0.00 | 6 | 607.81 |
| $\psi(\cdot),p(t)$ | 624.22 | 15.36 | 0.00 | 10 | 599.73 |
| $\psi(\cdot),p(\text{releva})$ | 625.89 | 17.03 | 0.00 | 3 | 619.46 |

continua

| | | | | | |
|--|--------|-------|------|----|--------|
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 627.63 | 18.77 | 0.00 | 2 | 623.42 |
| $\psi(\text{inicial}),p(\cdot)$ | 627.94 | 19.08 | 0.00 | 3 | 621.51 |
| $\psi(\text{releva}),p(\cdot)$ | 629.08 | 20.22 | 0.00 | 3 | 622.65 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(\cdot)$ | 629.34 | 20.48 | 0.00 | 3 | 622.91 |
| $\psi(\text{madura}),p(\cdot)$ | 629.48 | 20.62 | 0.00 | 3 | 623.05 |
| $\psi(\cdot),p(\text{intermediaria})$ | 629.56 | 20.7 | 0.00 | 3 | 623.13 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\cdot)$ | 630.1 | 21.24 | 0.00 | 6 | 616.52 |
| cachorro-doméstico | | | | | |
| $\psi(\text{releva}),p(\text{dist_estrada})$ | 359.04 | 0 | 0.82 | 4 | 350.31 |
| $\psi(\text{dist_est}),p(\text{dist_estrada})$ | 363.71 | 4.67 | 0.08 | 4 | 354.98 |
| $\psi(\cdot),p(\text{dist_estrada})$ | 363.91 | 4.87 | 0.07 | 3 | 357.48 |
| $\psi(\text{releva}),p(\cdot)$ | 367.65 | 8.61 | 0.01 | 3 | 361.22 |
| $\psi(\text{dist_estrada}),p(\cdot)$ | 368.66 | 9.62 | 0.01 | 3 | 362.23 |
| $\psi(\cdot),p(\text{intermediaria})$ | 370.57 | 11.53 | 0.00 | 3 | 364.14 |
| $\psi(\cdot),p(\text{inicial})$ | 370.63 | 11.59 | 0.00 | 3 | 364.2 |
| $\psi(\cdot),p(\text{reserva})$ | 371.02 | 11.98 | 0.00 | 6 | 357.44 |
| $\psi(\cdot),p(\text{releva})$ | 371.06 | 12.02 | 0.00 | 3 | 364.63 |
| $\psi(\text{madura}),p(\cdot)$ | 372.75 | 13.71 | 0.00 | 3 | 366.32 |
| $\psi(\text{intermediaria}),p(\cdot)$ | 374.02 | 14.98 | 0.00 | 3 | 367.59 |
| $\psi(\cdot),p(\cdot)$ | 374.04 | 15 | 0.00 | 2 | 369.83 |
| $\psi(\cdot),p(t)$ | 374.65 | 15.61 | 0.00 | 10 | 350.16 |
| $\psi(\text{reserva}),p(\cdot)$ | 375.04 | 16 | 0.00 | 6 | 361.46 |
| $\psi(\text{inicial}),p(\cdot)$ | 375.47 | 16.43 | 0.00 | 3 | 369.04 |
| $\psi(\cdot),p(\text{madura})$ | 376.18 | 17.14 | 0.00 | 3 | 369.75 |

ANEXO

Registros fotográficos de alguns mamíferos, obtidos por armadilhas fotográficas nas reservas naturais Salto Morato, Serra do Itaqui, Morro da Mina e Rio Cachoeira, região costeira do Estado do Paraná.



cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*)



jaguaririca (*Leopardus pardalis*)



onça-parda (*Puma concolor*)



queixada (*Tayassu pecari*)



veado (*Mazama* spp.)



anta (*Tapirus terrestris*)



gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*)



paca (*Cuniculus paca*)



gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*)



irara (*Eira barbara*)