Karina Dias Espartosa

**MAMÍFEROS TERRESTRES DE MAIOR PORTE E A INVASÃO DE CÃES
DOMÉSTICOS EM REMANESCENTES DE UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE
MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E DA IMPORTÂNCIA DE MÚLTIPLOS FATORES
SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES**

São Paulo

2009

Karina Dias Espartosa

**MAMÍFEROS TERRESTRES DE MAIOR PORTE E A INVASÃO DE CÃES
DOMÉSTICOS EM REMANESCENTES DE UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE
MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E DA IMPORTÂNCIA DE MÚLTIPLOS FATORES
SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo, para a obtenção de Título de
Mestre em Ciências, na Área de
Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Renata Pardini

São Paulo

2009

Ficha Catalográfica

Espartosa, Karina, D.

Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies

Número de páginas: 127

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. mamíferos terrestres de maior porte 2. métodos de amostragem 3. invasão de espécies 4. fragmentação de habitats 5. perturbações humanas
I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Paulo Inácio de K. L. de Prado

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

Profa. Dra. Renata Pardini
Orientadora

Dedicatória

Dedico esta dissertação às pessoas que através do exemplo, da amizade e do companheirismo têm imensa importância em minha vida. São pessoas tão companheiras que também aqui colocaram a “mão na massa” (do que me orgulho muito) e através do auxílio em campo e no laboratório me ajudaram a construir este trabalho.

Aos meus queridos pais e ao Douglas.

Há um tempo em que é preciso abandonar as roupas usadas, que já têm a forma do nosso corpo, e esquecer os nossos caminhos, que nos levam sempre aos mesmos lugares. É o tempo da travessia: e, se não ousarmos fazê-la, teremos ficado, para sempre, à margem de nós mesmos.

Fernando Pessoa

Agradecimentos

Sem sombra de dúvidas, o mestrado foi a travessia mais difícil que já realizei, que custou tempo e dedicação muito além do que eu pretendia dispor e onde não tive outra opção senão superar os desafios que se apresentaram, ultrapassando limites de mim mesma que talvez não deveriam ser ultrapassados. Porém, o mestrado foi também uma das travessias que me proporcionaram maior aprendizado, autoconhecimento e crescimento. Para que isso acontecesse muitas pessoas e instituições deram enormes contribuições sem as quais, vocês verão, este trabalho não teria sido possível. Aqui está a minha tão esperada oportunidade de apresentar minha profunda gratidão.

As instituições:

A Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas concedidas.

Aos departamentos de Ecologia e de Zoologia pela infra-estrutura disponibilizada e pela atenção e solicitude de cada funcionário.

As pessoas:

A Renata Pardini, que pouco me conhecendo confiou a mim uma idéia pela qual logo me apaixonei. Pelos seus valiosos ensinamentos, seu exemplo de força e capacidade, e por ter sido uma orientadora muito presente, atenciosa e disposta, que se empenhou verdadeiramente para me ajudar na resolução e superação dos desafios encontrados.

Ao Milton César (Miltinho), Leandro e Thomas que tiveram a imensa paciência de me ensinar a utilizar o ArcGis e a solucionar cada questão que eu trazia. Sem eles eu simplesmente não teria obtido boa parte das variáveis da paisagem. Miltinho teve ainda uma colaboração adicional com a confecção dos mapas utilizados nas diferentes fases da dissertação.

Ao Prof. Dr. Paulo Inácio também pela paciência em guiar-me pelos temidos caminhos das análises estatísticas. Através de sua admirável calma e dedicação me ajudou a encontrar as melhores e mais elegantes soluções para cada encruzilhada que se apresentava. E ao Prof. Dr. Jean Paul Metzger que me concedeu uma bolsa para a finalização da dissertação.

A Adriano G. Chiarello, Fernanda Michalski, Gilson E. Iack-Ximenes, James R. A. Butler, Kevin R. Crooks, Marcel Penteado, Maria Luiza Jorge e Paulo de Marco Júnior pela disponibilidade e ajuda através das respostas a dúvidas, sugestões e envio de artigos. E a Kátia Cassaro, Mara C. Marques e Tadeu G. de Oliveira pelo auxílio da identificação dos pequenos felinos.

A todos os proprietários e caseiros dos sítios amostrais, por nos permitirem entrar e pesquisar em suas terras e pela atenção e ajuda que muitos deles prestaram.

A todos que me ajudaram em campo, pois as atividades em campo são sempre muito difíceis, intensas e cheias de desafios que põem a prova o físico e os nervos e eu posso dizer que tive sempre muita sorte com cada pessoa que esteve lá comigo me auxiliando, me acompanhando, me aturando e tornando os dias mais leves, divertidos e cheios de histórias. Por isso um muito obrigado do fundo do coração a: Otoniel Nunes (Toni), Gustavo Oliveira, Enrico Friggeri, Diego Driggo, Fernanda da Silva, Douglas Bortotto, Maria de Lourdes Espartosa, Carlos Espartosa, e Robson Espartosa. Sim, meus pais e meu irmão foram a campo, para conhecer e também para me acudir quando fiquei sem ajudante, e eu me orgulho muito dessa família companheira. Um agradecimento especial ao Gustavo que foi quem ficou mais tempo comigo em campo e que se tornou um grande amigo. Ele tinha a virtude de me fazer rolar de rir de situações que eram de sentar e chorar. Com ajuda de seu bom humor e com a contribuição de sua experiência e empenho, pude superar grandes problemas e desafios e dividir grandes conquistas.

Ao Douglas cuja ajuda foi inestimável e por isso me faltam palavras para descrever a gratidão e o carinho que tenho por ele, então descrevo os diversos papéis que ele teve. Douglas foi muito além de sua “função” de namorado e além de cuidar muito bem de mim, sempre que era preciso de engenheiro passava a biólogo! Foi peça chave em todas as etapas do campo, ajudou a localizar sítios, conversar com proprietários, entrevistar moradores, desatolar carros, e abriu os 200m de trilha no sítio de mata mais fechada e mais cheia de bambus, sítio este que leva seu nome em sua homenagem! E mais, salvou o campo se prontificando a me auxiliar quando eu não conseguia nenhum ajudante e esteve presente também nas etapas de laboratório, me ajudando com os dados e planilhas. Por toda essa dedicada atuação, ele está, juntamente com meus pais, entre as pessoas a quem dedico este trabalho.

Como disse no início, esta dissertação foi muito trabalhosa e exigiu muito de mim, e o imenso suporte que recebi de cada amigo e de cada familiar era o que me ajudava a continuar, lembrando que muitos até me ajudaram diretamente com a identificação das fotos, tabular dados, em campo, com as análises e com discussões valiosíssimas. Meus verdadeiros agradecimentos a minha família e aos amigos: Bruno Souza, Paul (amigos desde o colégio), Cassi, Lil, Maria, Mari, Marina, Simone Iost, Elliot (amigos desde a graduação), Adriana, Bruno Pinotti, Camilla, Christoph, Claudia, Cris Banks, Cris Jurinitz, Fabi, Flávia Santana, Flávia de Jesus, Gustavo, Jéssica, Laura, Mariana, Mauro, Miltinho, Natália, Roberta, Simone Freitas, Thais Condez, Thais Kubic, e Thomas (amigos uspianos).

Índice

Capítulo 1. Introdução geral	1
Capítulo 2. Desempenho de dois métodos de amostragem e dois tipos de iscas para estudo da distribuição de mamíferos de maior porte em paisagens tropicais alteradas	11
Capítulo 3. Invasão de cães domésticos (<i>Canis lupus familiaris</i>) na Mata Atlântica: quais fatores determinam sua presença e frequência de ocorrência nos remanescentes?	42
Capítulo 4. Distribuição de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: revelando os efeitos da qualidade e quantidade de remanescentes, distância a estrada, densidade da população humana e entrada de cães domésticos	68
Capítulo 5. Considerações finais	107
Resumo	115
Abstract	116

Capítulo 1

Introdução Geral

Mamíferos terrestres de maior porte são espécies de grande visibilidade em biologia da conservação, sendo apontados como espécies-bandeira ou como espécies-chave (Terborgh 1988, Dirzo e Miranda 1990, Wright et al. 1994, Simberloff 1998), sendo frequentemente utilizados em estudos de monitoramento de fauna, diagnósticos ambientais e planos de manejo. Isto se deve não só ao fato de que muitos destes animais são carismáticos ao público leigo, mas também à sua importância ecológica e econômica e grau de ameaça. Estão entre os grupos mais utilizados pelos seres humanos para a alimentação, como animais de estimação e como artefatos (pele, ossos e dentes), representando componentes importantes da religião e da cultura de comunidades que habitam as florestas tropicais (Cuarón 2000). Encontram-se altamente ameaçados pela perda e fragmentação de seus habitats (Chiarello 1999, Crooks 2002, Michalski e Peres 2007) e são particularmente vulneráveis a extinções locais, através da caça seletiva para o consumo de sua carne (Peres e Nascimento 2006, Corlett 2007, Peres e Palacios 2007) ou perseguição por representarem uma ameaça a animais de criação (Quigley e Crawshaw 1992, Hoogesteijn e Hoogesteijn 2008). Além disso, são susceptíveis a espécies exóticas, como os cães domésticos (*Canis lupus familiaris*), que podem atuar como competidores e predadores de mamíferos de maior porte (May e Norton 1996, Butler e du Toit 2002, Campos et al. 2007, Oliveira et al. 2008) e transmitir doenças aos carnívoros selvagens (Frölich et al. 2000, Deem e Emmons 2005, Fiorello et al. 2006, Whiteman et al. 2007).

Estudos sobre a sensibilidade de espécies a fragmentação e alteração de habitats mostram que espécies com alto requerimento de área, baixa abundância, e baixa taxa de crescimento populacional, estão entre as mais sensíveis (Henle et al. 2004a). Espécies de grande massa corpórea são particularmente sensíveis durante os primeiros estágios da perda de habitat (Henle et al. 2004b). Assim, a preocupação com os efeitos da fragmentação de habitats é ainda mais urgente com relação aos mamíferos terrestres de maior porte, que além de apresentarem grandes massas corpóreas, necessitam de áreas de vida comparativamente maiores, apresentam alta vagilidade ficando expostos aos impactos antrópicos existentes no entorno dos remanescentes, e apresentam baixas densidades populacionais (Terborg e Winter 1980, Noss et al. 1996).

De fato, existem poucas regiões no mundo que retêm a comunidade completa de mamíferos de grande porte. Em um estudo que compara mapas mundiais históricos e atuais

de distribuição de mamíferos de grande porte (>20 kg), Morrison e colaboradores (2007) estimaram que menos de 21% da superfície terrestre do planeta ainda abriga a comunidade completa de grandes mamíferos, sendo que somente 20% desta área encontram-se sobre proteção. No Brasil as comunidades de mamíferos de maior porte seguem estas mesmas tendências gerais, com a riqueza do grupo sendo menor em áreas sob forte pressão de caça (Lopes e Ferrari 2000, Peres 2001) e em fragmentos de tamanho reduzido (Chiarello 1999, Michalski e Peres 2007).

A perda de mamíferos de maior porte é preocupante, dadas as funções ecológicas que desempenham e que são importantes na estruturação das comunidades biológicas de florestas tropicais (Cuarón 2000). Grandes herbívoros são importantes dispersores e predadores de sementes e plântulas, e alguns trabalhos indicam que a extinção local destas espécies afeta a composição, diversidade e a regeneração de florestas tropicais (Terborgh 1988, Dirzo e Miranda 1990, Carrilo et al. 2000, DeMatia et al. 2004). Também tem havido um acúmulo de evidências que indicam que os grandes predadores desempenham um importante papel na regulação da estrutura da comunidade nessas florestas através do controle “top-down” das populações dos mamíferos herbívoros e de mamíferos de médio porte generalistas, chamados de meso-predadores (Fonseca e Robinson 1990, Terborgh et al. 2001).

Apesar de sua importância ecológica e grau de ameaça, a diversidade e a história natural dos mamíferos no Brasil são ainda pouco conhecidas, embora este seja o país com o maior número de espécies deste grupo no mundo (Costa et al. 2005). Das 5.418 espécies de mamíferos (Wilson e Reeder 2005), 652 espécies nativas pertencentes a 12 ordens diferentes são encontradas no Brasil, das quais 69 (10,6%) encontram-se na lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (Reis et al. 2006). Dentre as 652 espécies de mamíferos nativos do Brasil, 83 são mamíferos de maior porte (espécies não-aquáticas com mais de 1 kg, excluindo-se primatas), sendo que 15 (18,1%) constam da lista de espécies ameaçadas do Brasil (Reis et al. 2006). A Mata Atlântica é o bioma brasileiro que abriga a maior diversidade de mamíferos em relação ao tamanho de sua área (Costa et al. 2000), sendo que 250 espécies de mamíferos ocorrem no Bioma, dos quais 49 são de maior porte (excluindo os primatas e espécies exclusivamente aquáticas) e entre estes 12 (24,5%) constam da lista de espécies ameaçadas do Brasil (Reis et al. 2006).

A Mata Atlântica é um ecossistema altamente ameaçado, e é considerado um importante hot-spot de biodiversidade em função do grande número de espécies endêmicas, ameaçadas, e do histórico de desmatamento e fragmentação (Mittermeier et al. 1998, Myers et al. 2000). A enorme biodiversidade da Mata Atlântica resulta em parte de sua grande variação latitudinal, mas também de sua história geológica e climática (Câmara 2005). Este bioma cobria originalmente 1 a 1,5 milhão de km² em uma faixa que acompanha o litoral desde o Nordeste do Brasil até o estado do Rio Grande do Sul e segue além das fronteiras brasileiras na Argentina e no Paraguai (Câmara 2005, Moore 2005). Porém, atualmente restam menos de 8% da cobertura original de Mata Atlântica no Brasil, a maior parte distribuída em fragmentos pequenos, isolados e secundários em diversos estágios de regeneração (Câmara 2005, Moore 2005, Ribeiro et al. no prelo). A destruição da Mata Atlântica iniciou-se cedo com a exploração em larga escala do pau-brasil (*Caesalpinia echinata*) quando da descoberta do Brasil pelos europeus (Câmara 2005). Este desmatamento intensificou-se com as plantações de cana-de-açúcar e atividade mineradora no século XVIII, com o ciclo do café nos séculos XIX e XX, e acelerou-se exponencialmente no século XX com a industrialização e a abertura de uma extensa rede de ferrovias que facilitou a abertura de novas áreas de cultivo, a caça descontrolada, a exploração desordenada de madeira e a expansão de núcleos urbanos (Câmara 2005).

A intensa destruição dos habitats desse hot-spot e a histórica ocupação humana estão aumentando os riscos de extinção de espécies. A Mata Atlântica abriga nada menos que 28 das espécies de vertebrados terrestres que são listadas como criticamente em perigo segundo a União Mundial para a Natureza (IUCN), a categoria de ameaça mais grave, indicando 50% de probabilidade de extinção em uma década (Brooks e Rylands 2005). A partir do estudo realizado por Morrison e colaboradores (2007), é possível perceber que os grandes mamíferos estão fortemente ameaçados neste bioma, uma vez que em toda a Mata Atlântica não existe atualmente nenhuma área que mantenha todas as espécies originais deste grupo.

Tendo em vista a importância ecológica, a alta exposição a impactos antrópicos, e alto grau de ameaça dos mamíferos de maior porte, além do alto grau de fragmentação e ocupação humana na Mata Atlântica, é urgente que ampliemos nosso conhecimento sobre a composição das espécies de mamíferos de maior porte que persistem em paisagens

alteradas deste bioma, sobre como se dá sua distribuição sob estas novas condições e quais fatores são limitantes para cada espécie. Quanto mais detalhado nosso entendimento sobre estes aspectos, mais direcionados e efetivos serão os esforços de conservação e restauração (Moore 2005). Porém, poucos estudos foram realizados a respeito dos mamíferos terrestres de maior porte na Mata Atlântica, entre os quais poucos descrevem os efeitos e impactos das atividades humanas, como a caça (Cullen Jr. et al. 2000, 2001), a perda de habitat (Chiarello 1999, 2000), a presença de rodovias (Coelho et al. 2008) ou a invasão de espécies exóticas, como os cães domésticos (Srbek-Araujo e Chiarello 2008, Torres 2008).

Sabe-se relativamente pouco sobre as espécies exóticas invasoras que habitam a Mata Atlântica e seus impactos (Reaser et al. 2005) e de maneira geral os estudos realizados sobre as espécies nativas consideram um ou poucos fatores de impacto, os quais são usualmente múltiplos e correlacionados, dificultando a identificação dos fatores causais em estudos observacionais (Brook et al. 2008, Gardner et al. em preparação). Grande parte dos trabalhos trata sobre a ecologia, dieta e comportamento de uma ou duas espécies (e.g. Facure e Monteiro-Filho 1996, Pardini 1998, Pardini e Trajano 1999, Galetti et al. 2001, Garla et al. 2001, Quadros e Monteiro 2001, Alves-Costa et al. 2004, Zuercher et al. 2005, Alves-Costa e Eterovick 2007, Tchalcka et al. 2007, Kajin et al. 2008, Keuroghlian e Eaton 2008, Martins et al. 2008, Mendel et al. 2008). A maioria dos trabalhos que consideram mais de duas espécies aborda distribuição e abundância de espécies em determinadas áreas (e.g. Bovendorp e Galetti 2007, Cáceres et al. 2007, da Silva e Pontes 2008), uso de habitat e hábitos alimentares (e.g. Michalski et al. 2006), e síndromes de dispersão de sementes (Almeida-Neto et al. 2008).

Em parte, o relativo pequeno número de trabalhos se deve a dificuldade de estudo destas espécies de maior porte devido a seus hábitos discretos e baixa densidade natural (Becker e Dalponte 1991). Particularmente em florestas tropicais densas, o método tradicional – censo em transectos lineares - resulta em reduzidas taxas de encontro devido às baixas densidades naturais dos mamíferos de maior porte (Carrillo et al. 2000, Haugaasen e Peres 2005) e à estrutura complexa da vegetação, que prejudica o avistamento dos animais (Silveira et al. 2003). Além disso, a heterogeneidade e pequeno tamanho dos remanescentes em paisagens alteradas dificultam a padronização deste método e limita o tamanho dos transectos.

Visando auxiliar a preencher algumas destas inúmeras lacunas de conhecimento, nesta dissertação procurei abordar questões que vão da avaliação e comparação de métodos e iscas para a amostragem até o entendimento da influência de fatores múltiplos correlacionados associados às atividades humanas sobre a composição e distribuição dos mamíferos terrestres de maior porte e a entrada de cães domésticos em remanescentes de paisagens fragmentadas de Mata Atlântica. No capítulo seguinte, através de um delineamento pareado comparei o desempenho e a congruência de dois métodos (pegadas em parcelas de areia e armadilhas fotográficas) e de dois tipos de isca (banana e iscas de cheiro) para a estimativa da riqueza e frequência de ocorrência de mamíferos terrestres de maior porte em remanescentes de uma paisagem fragmentada (capítulo 2). No capítulo 3, através da busca na literatura por fatores que potencialmente influenciam a distribuição de cães domésticos e da construção e seleção de modelos de regressão, avaliei quais fatores, entre a extensão de estradas, quantidade de mata e número de cães domésticos no entorno, e qualidade da vegetação, condicionam a presença e a frequência de ocorrência desta espécie invasora nos remanescentes. No capítulo 4, também utilizei a construção e seleção de modelos de regressão, para avaliar quais são as principais condicionantes que determinam a presença e a frequência de ocorrência de espécies nativas de mamíferos terrestres de maior porte nos remanescentes, considerando a quantidade de mata remanescente e número de pessoas no entorno, distância a estrada de asfalto, frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes e qualidade da vegetação. Para tanto, realizei amostragens padronizadas com parcelas de areia e armadilhas fotográficas em 24 remanescentes florestais de Mata Atlântica de uma paisagem rural de 10.000 ha do Planalto Atlântico de São Paulo. Dados de ambos os métodos foram utilizados no capítulo 2, e para os capítulos 3 e 4, foram utilizados os dados provenientes de armadilhas fotográficas.

BIBLIOGRAFIA

- Almeida-Neto M., Campassi F., Galetti M., Jordano P., Oliveira A. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* 17 (4): 503-513.
- Alves-Costa C.P., Eterovick P.C. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 77-92.

- Alves-Costa C.P., Fonseca G.A.B., Christófaros C. 2004. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 85: 478-482.
- Becker M., Dalponte J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros – Um guia de campo. Edunb-Editora Universiade de Brasília, Brasília.
- Bonvondorp R.S., Galetti M. 2007. Diet and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. *Biological Invasions* 9 (3): 353-357.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 453-460.
- Brooks T., Rylands A.B. 2005. Espécies no limiar da extinção: vertebrados terrestres criticamente em perigo. *In: Galindo-Leal C., Câmara I. de G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Butler J.R.A., du Toit J.T. 2002. Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation* 5: 29-37.
- Cáceres N.C., Bornschein M.R., Lopes W.H., Percequillo A.R. 2007. Mammals of the Bodoquena Mountains, southeastern Brazil: an ecological and conservation analysis. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 426-435.
- Câmara I.G. 2005. Breve história da conservação da Mata Atlântica. *In: Galindo-Leal C., Câmara I. de G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B., Crawshaw Jr. P.G., Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Carrillo E., Wong G., Cuarón A.D. 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24 (6): 1580-1591.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89 (1): 71-82.
- Chiarello A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14 (6): 1649-1657.
- Coelho I.P., Kindel A., Coelho A.V.P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 54: 689-699.
- Corlett R.T. 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica* 39 (3): 292-303.
- Costa L.P., Leite Y.L.R., Fonseca G.A.B., Fonseca M.T. 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4b): 872-881.
- Costa L.P., Leite Y.L.R., Mendes S.L., Ditchfield D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19 (3): 672-679.
- Crooks K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Cuarón A.D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14 (6): 1574-1579.
- Cullen Jr. L., Bodmer E.R., Valladares-Padua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Cullen Jr. L., Bodmer E.R., Valladares-Padua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Da Silva A.P., Pontes A.R.M. 2008. The effect of mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Center, north-eastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17 (6): 1455-1464.

- Deem S.L., Emmons L.H. 2005. Exposure of free ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) to infectious and parasitic disease agents in the Noël Kempff Mercado National Park Bolivia. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36 (2): 192-197.
- DeMatia E.A., Curran L.M., Rathcke B.J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85 (8): 2161-2170.
- Dirzo R., Miranda A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity-a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4 (4): 444-447.
- Facure K.G., Monteiro-Filho E.L.A. 1996. Feeding habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) in suburban area of southeastern Brazil. *Mammalia* 60 (1): 147-149.
- Fiorello C.V., Noss A.J., Deem S.L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isozo of Bolivia. *Conservation Biology* 20 (3): 762-771.
- Fonseca G.A.B., Robinson J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Frölich K., Czapalla O., Haas L., Hentschke J., Dedek J., Fickel J. 2000. Epizootiological investigation of canine distemper virus in free-ranging carnivores from Germany. *Veterinary Microbiology* 74: 283-292.
- Galetti M., Keuroghlian A., Hanada L., Morato M.L. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeastern Brazil. *Biotropica* 33 (4): 723-726.
- Gardner T.A., Barlow J., Chazdon R., Ewers R., Harvey C.A., Peres C.A., Sodhi N. Em preparação. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.
- Garla R.C., Setz E.Z.F., Gobbi N. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forests of southeastern Brazil. *Biotropica* 33 (4): 691-696.
- Haugaasen T., Peres C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 21:133-145.
- Henle K., Davies K.F., Kleyer M., Margules C., Settele J. 2004b. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Henle K., Lindenmayer D.B., Margules C.R., Saunders D.A., Wissel C. 2004a. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13: 1-8.
- Hoogesteijn R., Hoogesteijn A. 2008. Conflicts between cattle ranching and large predators in Venezuela: could use of water buffalo facilitate felid conservation? *Oryx* 42: 132-138.
- Kajin M., Cerqueira R., Vieira M.V., Gentile R. 2008. Nine-year demography of the black-eared opossum *Didelphis aurita* (Didelphimorphia: Didelphidae) using life tables. *Revista Brasileira de Zoologia* 25 (2): 206-213.
- Keuroghlian A., Eaton D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40 (1): 62-70.
- Lopes M.A., Ferrari S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14 (6): 1658-1665.
- Martins R., Quadros J., Mazzoli B. 2008. Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 427-435.
- May S.A., Norton T.W. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australia Forest Ecosystems. *Wildlife Research* 23: 387-400.
- Mendel S.M., Vieira M.V., Cerqueira R. 2008. Precipitation, litterfall, and the dynamics of density and biomass in the black-eared opossum, *Didelphis aurita*. *Journal of Mammalogy* 89 (1): 159-167.

- Michalski F., Crawshaw Jr. P.G., Oliveira T.G., Fabián M.E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70 (1-2): 52-57.
- Michalski F., Peres C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21 (6): 1626-1640.
- Mittermeier R.A., Myers N., Thomsen J.B. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12 (3): 516-520.
- Moore G.E. 2005. Apresentação da edição original. *In*: Galindo-Leal C., Câmara I. de G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Morrison J.C., Sechrest W., Dinerstein E., Wilcove D.S., Lamoreux J.F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88 (6): 1363-1380.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Noss R.F., Quigley H.B., Hornocker M.G., Merrill T., Paquet P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10 (4): 949-963.
- Oliveira V.B., Linares A.M., Corrêa G.L.C., Chiarello A.G. 2008. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates:Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora:Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 376-378.
- Pardini R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 245: 385-391.
- Pardini R., Trajano E. 1999. Use of shelters by the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80 (2): 600-610.
- Peres C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian Forest vertebrates. *Conservation Biology* 15 (6): 1490-1505.
- Peres C.A., Nascimento H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15 (8): 2627-2653.
- Peres C.A., Palacios E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39 (3): 304-315.
- Quadros J. Monteiro E.L.A. Diet of neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic Forest area, Santa Catarina State, southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environments* 36 (1): 15-21.
- Quigley H.B., Crawshaw Jr. P.G. 1992. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61: 149-157.
- Reaser J.K., Galindo-Leal C., Ziller S.R. 2005. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. *In*: Galindo-Leal C., Câmara I. de G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Reis N.R., Shibatta O.A., Peracchi A.L., Pedro W.A., Lima I.P. 2006. Introdução. *In* Reis N.R., Peracchi A.L., Pedro W.A., Lima I.P. (eds.). Mamíferos do Brasil. Nélcio R. dos Reis, Londrina.
- Ribeiro M.C., Metzger J.P., Ponzoni F., Matersen A.C., Hirota M. No prelo. Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how the remaining Forest is distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*.
- Silveira L., Jácomo A.T.A., Diniz-Filho J.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

- Sinberloff D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Srbek-Araujo A.C., Chiarello A.G. 2008. Domestic dog 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 (4): 631-637.
- Tchaicka L., Eizirik E., Oliveira T.G., Candido J.F., Freitas T.R.O. 2007. Phylogeography and population history of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). *Molecular Ecology* 16 (4): 819-838.
- Terborgh J. 1988. The big things that run the world –a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2 (4): 402-403.
- Terborgh J., Lawrence L., Nuñez P., Rao M., Shahabuddin G., Orihuela G., Riveros M., Ascanio R., Adler G.H. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294 (5548): 1923-1926.
- Terborgh J., Winter B. 1980. Some cases of extinction. *Conservation Biology*: 119-133.
- Torres P.C. 2008. Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em fragmentos de Mata Atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana no entorno. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Whiteman C.W., Matushima E.R., Confalonieri U.E.C., Palha M.D.C., da Silva A.S.L., Monteiro V.C. 2007. Human and domestic animal population as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.
- Wilson D.E., Reeder D. 2005. Mammals species of the world: A taxonomic and geographic reference. The Johns Hopkins University Press.
- Wright S.J., Gompper M.E., DeLon B. 1994. Are large predator keystones species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71: 279-294.
- Zuercher G.L., Gipson P.S., Carrillo O. 2005. Diet and habitat associations of bush dogs *Speothos venaticus* in the interior Atlantic Forest of eastern Paraguay. *Oryx* 39 (1): 86-89.

Capítulo 2

Desempenho de dois métodos de amostragem e
dois tipos de iscas para estudo da distribuição de
mamíferos de maior porte em paisagens tropicais
alteradas

Desempenho de dois métodos de amostragem e dois tipos de iscas para estudo da distribuição de mamíferos de maior porte em paisagens tropicais alteradas

ABSTRACT

Although large mammals are frequently the focus of conservation strategies due to their ecological importance and degree of threat, the method traditionally used for sampling these species - census in transect - presents limitations in tropical forests and is difficult to standardize in disturbed landscapes. Using standardized surveys at 24 forest remnants, we compared the performance and the congruence of two alternative methods (tracks in sand plots and camera-trapping) and of two types of bait (banana and scent lures) for estimating richness and rates of occurrence of large mammals in a fragmented landscape. The methods resulted in similar observed richness and composition in the landscape and estimated richness and rate of occurrence (total and for most species) per sampling site. Variation in estimated richness and rate of occurrence (total and for most species) per site was correlated between methods. On the other hand, rate of occurrence per sampling site (total, for omnivorous species, and for most species) was higher using banana as bait, and observed richness in the landscape as well as estimated richness per sampling site differed between baits. Moreover there was no congruence between results obtained with different baits in terms of estimated richness or rate of occurrence of some species. Our results suggests that both methods are suitable for studying large mammals in tropical forests as well as the factors that affect their distribution in disturbed landscapes, since (1) they recorded medium-sized and nocturnal species, (2) are easily standardized among heterogeneous sites, (3) presented similar performance for recording most species and estimating richness, (4) reflected in similar ways the pattern of species occurrence. Moreover, our study demonstrates that the choice of bait influences results, highlighting the importance of standardizing bait among study sites, and of using complementary baits or baits that attract a wide range of animals.

RESUMO

Mamíferos de maior porte são freqüentemente foco de estratégias de conservação devido a sua importância ecológica e grau de ameaça, porém o método tradicionalmente utilizado para amostragem destas espécies, censo em transectos, apresenta limitações em florestas tropicais e é de difícil padronização em paisagens alteradas. Utilizando amostragem padronizada em 24 remanescentes florestais, comparamos o desempenho e a congruência de dois métodos alternativos (pegadas em parcelas de areia e armadilhas fotográficas) e de dois tipos de isca (banana e iscas de cheiro) para a estimativa da riqueza e taxa de ocorrência de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada. Os dois métodos amostraram de forma semelhante a riqueza estimada e a composição observada na paisagem, e a riqueza estimada e a taxa de ocorrência (total e da maioria das espécies) por sítio de amostragem. A variação da riqueza estimada ou da taxa de ocorrência (total e da maioria das espécies) foi correlacionada entre os dois métodos. Por outro lado, o uso de banana como isca resultou em maior taxa de ocorrência (total, para espécies onívoras, e para a maioria das espécies) por sítio de amostragem, e a riqueza observada na paisagem assim como a riqueza estimada por sítio de amostragem diferiu entre iscas. Além disso, não houve congruência dos resultados obtidos entre as duas iscas, quanto à riqueza estimada ou a taxa de ocorrência de parte das espécies. Nossos resultados sugerem que ambos os métodos são adequados para o estudo dos mamíferos de maior porte de florestas tropicais e dos fatores que afetam a distribuição destas espécies em paisagens alteradas, já que (1) registram as espécies de menor porte e noturnas, (2) podem ser padronizados entre áreas heterogêneas, (3) apresentam desempenho semelhante no registro da maioria das espécies e da riqueza de espécies, e (4) refletem de maneira similar o padrão de ocorrência das espécies entre diferentes áreas. Além disso, nosso trabalho demonstra que a escolha da isca influencia os resultados obtidos, sendo fundamental (1) a padronização entre áreas estudadas, e (2) a inclusão de iscas complementares ou de iscas que atraiam uma ampla gama de animais.

INTRODUÇÃO

Devido a sua importância ecológica como predadores de topo (Fonseca e Robinson 1990, Terborgh et al. 2001) e dispersores ou predadores de sementes e plântulas (Terborgh 1988, Dirzo e Miranda 1990, DeMatia et al. 2004), e a forte ameaça que sofrem com a caça (Peres e Nascimento 2006, Corlett 2007, Peres e Palacios 2007) e com a perda e fragmentação de seus habitats (Chiarello 1999, Crooks 2002, Michalski e Peres 2007), os mamíferos de maior porte são espécies de grande visibilidade em biologia da conservação, sendo apontados como espécies-bandeira ou como espécies-chave (Terborgh 1988, Simberloff 1998, Wright et al. 1994). Estes três aspectos, isto é, a visibilidade em programas de conservação, aliada a importância ecológica e grau de ameaça, indicam a importância do desenvolvimento e teste de métodos de amostragem eficientes para acessar a distribuição, abundância e uso de habitats por estes animais, assim como os fatores que influenciam estas variáveis. No entanto, particularmente em florestas tropicais, a abundância e biomassa de mamíferos de maior porte são comparativamente baixas em relação a savanas e florestas mais secas (Robinson e Bennett 2000), muitas das espécies tem hábitos noturnos e solitários (Emmons e Feer 1997) e a estrutura da vegetação é complexa e heterogênea. Nestas condições, levantamentos padronizados da presença e abundância destes animais são de difícil realização.

O método de censo em transectos lineares é um dos mais utilizados no estudo de populações de mamíferos de maior porte (e.g. Bodmer et al. 1997, Lopes e Ferrari 2000, Plumptre 2000, Haugaasen e Peres 2005). Este método permite o cálculo de estimativas de densidade desde que haja uma alta taxa de encontro das espécies alvo. No entanto, freqüentemente o número de encontros é baixo, levando a necessidade de ampliação do esforço amostral, tanto em termos do comprimento do transecto utilizado como do número de repetições por transecto, para que seja possível algum nível de confiabilidade nas estimativas de presença, densidade, ou uso de habitat (e.g. Carrillo et al. 2000, Plumptre 2000, Sharp et al. 2001, Brashares e Sam 2005). Em florestas tropicais em particular, o uso deste método resulta em reduzidas taxas de encontro devido às baixas densidades naturais dos mamíferos de maior porte (Carrillo et al. 2000, Haugaasen e Peres 2005) e à estrutura complexa da vegetação, que prejudica o avistamento dos animais (Silveira et al. 2003). Além disso, os censos são freqüentemente realizados apenas durante o dia, levando a um

viés no registro de mamíferos grandes e diurnos (Silveira et al. 2003). Por último, a padronização deste método em estudos sobre os fatores que determinam a distribuição de mamíferos de maior porte em paisagens alteradas de floresta tropical é dificultada pela heterogeneidade da vegetação e pequeno tamanho dos remanescentes.

Métodos como contagem de pegadas, de fezes, de tocas, armadilhas fotográficas, dentre outros, também permitem o registro da presença e o cálculo de índices de abundância relativa ou frequência de uso para mamíferos de maior porte (Wilson e Delahay 2001). Apesar de não necessariamente permitirem o cálculo de densidade, a maioria destes métodos permite a padronização do esforço realizado entre diferentes áreas ou sítios de amostragem e frequentemente levam a taxas mais altas de registros em ambientes com baixas densidades de mamíferos de maior porte, como no caso das florestas tropicais (Wilson e Delahay 2001, Silveira et al. 2003). Dentre estes métodos, o de registro de pegadas e o de armadilhas fotográficas tem sido mais frequentemente utilizados, provavelmente porque permitem a amostragem de uma ampla gama de espécies com variações de tamanho e hábitos de vida, e independem das condições de visibilidade proporcionada pela vegetação (Wilson e Delahay 2001, Pardini et al. 2003, Silveira et al. 2003).

O método de registro de pegadas já há algum tempo vem sendo utilizado em locais onde o solo é favorável à sua impressão (Wood 1950), e mais recentemente, também em florestas tropicais, através da preparação do substrato em parcelas de amostragem (Dirzo e Miranda 1990). Com este método é possível não só estimar a densidade de uma espécie através do estudo detalhado da variação da forma das pegadas entre os indivíduos de uma população (e.g. Smallwood e Fitzhugh 1993, Stander 1997, Stander 1998, Grigione et al. 1999), como também obter índices de abundância relativa ou frequência de uso, calculados com base no número de pegadas detectadas por unidade de esforço (e.g. Crooks 2002, Silveira et al. 2003). Se por um lado alguns estudos demonstraram que estes índices são correlacionados com a densidade das espécies (e.g., Smallwood 1997, Stander 1998, Sargeant et al. 2003), por outro, o uso deste método é prejudicado pela chuva, requer a verificação frequente por um profissional treinado (Silveira et al. 2003) e o número de registros por unidade amostral é limitado ao número de visitas a estas unidades.

Já o uso de armadilhas fotográficas para o estudo de mamíferos de maior porte é mais recente, mas tem se ampliado nos últimos anos, seja em estudos que envolvem estimativas de densidade através da identificação de indivíduos e dados de captura e recaptura (e.g. Karanth 1995, Silver et al. 2004, Ríoz-Uzeda et al. 2007) ou naqueles que focam o cálculo de índices de abundância relativa ou frequência de uso (e.g. Silveira et al. 2003, Azlan e Sharma 2006, Srбек-Araujo e Chiarello 2007). Apesar do custo do equipamento, este método permite a obtenção de informações sobre o dia e horário do registro, é relativamente independente das condições climáticas e permite que a verificação das unidades de amostragem seja feita de maneira mais esporádica sem que o número de registros seja limitado pelo número de visitas às unidades (Wilson e Delahay 2001, Santos-Filho e da Silva 2002, Silveira et al. 2003, Srбек-Araujo e Chiarello 2005, 2007).

A comparação e avaliação da eficiência de métodos de amostragem de mamíferos de maior porte foi realizada para poucas espécies e ambientes e sugere que o desempenho de cada método depende do comportamento das espécies alvo, das condições ambientais e das variáveis analisadas (Wilson e Delahay 2001, Gompper et al. 2006). Dentre os estudos que comparam diferentes métodos de amostragem de mamíferos de maior porte, nenhum foi realizado em paisagens alteradas, a maioria foca no desempenho de métodos para uma ou poucas espécies (Bull et al. 1992, Gros et al. 1996, Foresman e Pearson 1998, Beck-King e von Helversen 1999, Sharp et al. 2001, Harrison et al. 2002, Harrison 2006), e poucos foram realizados em florestas tropicais (Gros et al. 1996, Gaidet-Drapier et al. 2006) ou neotropicais (Beck-King e von Helversen 1999, Silveira et al. 2003, Michalski et al. 2007). Somente Barea-Azcón e colaboradores (2007) e Harrison (2006) compararam pegadas obtidas em parcelas de amostragem e armadilhas fotográficas, sendo que nenhum deles foi realizado em região tropical.

Independentemente do método de amostragem, dada a baixa densidade e grande área de vida dos mamíferos de maior porte, a atração dos animais através de iscas é um procedimento que vem sendo frequentemente utilizado com o objetivo de aumentar as chances de registro (e.g. Bull et al. 1992, Crooks 2002, Santos-Filho e da Silva 2002, Barea-Ázcón et al. 2007, Michalski et al. 2007) e permitir maior flexibilidade no posicionamento das unidades amostrais, facilitando a padronização do protocolo de amostragem em diferentes áreas (Tomas e Miranda 2003). Existe uma ampla gama de

produtos, como iscas de cheiro, e alimentos de origem vegetal e animal (vivos e mortos) que são utilizados como atrativos, e vários estudos compararam o desempenho de diferentes iscas (e.g. Andelt e Woolley 1996, Short et al. 2002, Pardini et al. 2003, Wayne et al. 2005, Gimán et al. 2007, Michalski et al. 2007). Entre estes, apenas dois foram realizados nos neotrópicos (Pardini et al. 2003, Michalski et al. 2007), mas nenhum deles testou o desempenho de produtos sintéticos que possam servir como iscas de cheiro para carnívoros.

Aqui, através de amostragens padronizadas em 24 remanescentes florestais, nós comparamos o desempenho e a congruência entre os métodos de armadilhas fotográficas e de registro de pegadas em parcelas de areia, e entre dois tipos de iscas, para a estimativa da riqueza e taxa de ocorrência de mamíferos terrestres de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma paisagem fragmentada de 10.000 ha que compreende parte das áreas rurais dos municípios de Tapiraí e Piedade, uma região de Mata Atlântica do Planalto Paulista, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). A temperatura média anual é de 18,9°C (com máxima média de 24,9°C e mínima média de 12,9°C) e a precipitação média anual é de 1807,7 mm (www.cpa.unicamp.br). A altitude varia de 800 a 880 m acima do nível do mar (www.cpa.unicamp.br) e a vegetação da região é classificada como “Floresta Atlântica Baixo Montana” (Oliveira-Filho e Fontes 2000).

A paisagem estudada retém 49% de florestas remanescentes em estádios médio a avançado de regeneração (Figura 1), circundadas principalmente por áreas abertas, como pastagens (24%) e áreas de agricultura (13 %), áreas de plantações homogêneas de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (5%) e vegetação nativa em estádios iniciais (arbustivos) (3%). A região sudeste da paisagem concentra uma maior quantidade de matas (Figura 1), e está conectada ao contínuo de matas da Serra do Mar.

Delineamento amostral

Nesta paisagem, foram alocados 24 sítios de amostragem todos eles em remanescentes de floresta nativa em estágio médio a avançado de regeneração, a partir de mapa temático obtido através de imagem de satélite SPOT do ano de 2005 com resolução de 10 m (Figura 1). A escolha dos sítios foi feita de forma a (1) contemplar a maior variação possível, na quantidade de mata nativa remanescente (35,5 a 155,2 ha ou 17,7 a 77,2%) e na extensão de estradas (0,9 a 8,3 km) na área de 800 m de raio no entorno dos sítios de amostragem, (2) diminuir a correlação entre estas variáveis, e (3) manter uma distância mínima de 900 m entre os sítios de amostragem, de forma a maximizar a independência espacial.

Coleta de dados

Quantificamos a presença, a taxa de ocorrência e a riqueza de espécies de mamíferos terrestres de maior porte (acima de 1 kg) de forma padronizada entre outubro de 2006 e julho de 2007. Todos os 24 sítios foram amostrados com armadilhas fotográficas e parcelas de areia, utilizando o mesmo arranjo espacial de câmeras e parcelas e as mesmas iscas.

Em cada sítio, instalamos três armadilhas fotográficas (câmeras de filme equipadas com sensor infravermelho, Trapa-câmera ®) dispostas a 20 cm do solo, em árvores, a 100 m uma da outra (maior distância possível tendo como limite o tamanho do menor fragmento). Instalamos as armadilhas fotográficas fora de trilhas, para evitar que ficassem expostas e sujeitas a roubo, uma vez que os remanescentes pertenciam, em sua maior parte a pequenos proprietários e muitas vezes não eram cercados. Deixamos as câmeras acionadas por 40 dias em cada sítio, distribuídos em três campanhas, nas quais 12 sítios foram amostrados simultaneamente por 10 a 15 dias. Entretanto, problemas como roubo e mau funcionamento das câmeras, e o tempo que a câmera ficou inativa entre o término do filme e sua troca, levaram a um esforço de amostragem que variou de 90 a 118 câmeras-dia entre os 24 sítios, totalizando 2670 câmeras-dia para a paisagem como um todo. Fotografias sequenciais da mesma espécie geradas pela mesma câmera foram consideradas registros independentes quando tiradas com pelo menos uma hora de intervalo (Gómez et al. 2005, Cuellar et al. 2006, Di Bitetti et al. 2006).

A 5 m de cada câmera, foram dispostas quatro parcelas de areia (à frente, atrás, e aos lados da câmera) de 0,5 x 0,5 m cada, totalizando três grupos de quatro parcelas por sítio. As parcelas foram verificadas diariamente durante os dias sem chuva em que as câmeras estiveram ativas, resultando em um esforço que variou entre 17 a 21 dias (de 204 a 252 parcelas-dia) por sítio e totalizou 1353 parcelas-dia na paisagem. Cada conjunto de quatro parcelas ao redor de uma mesma câmera foi considerado uma única unidade amostral, assim, a presença de pegadas da mesma espécie no mesmo conjunto de quatro parcelas em um mesmo dia foi considerada como um único registro.

Tanto as parcelas como as câmeras foram iscadas e checadas todos os dias. Em cada sítio, o conjunto de parcelas e a câmera central receberam iscas de cheiro voltadas para carnívoros: *Pipi Dog* (www.coveli.com.br) e *Catnip Brasileiro* líquido (www.catnipbrasileiro.com.br). Já as câmeras laterais foram iscadas com banana, milho e sal, e os conjuntos de parcelas de areia destes mesmos pontos foram iscados somente com rodelas de banana, já que o uso de uma quantidade maior de iscas nas parcelas diminuiria a área útil das mesmas e poderia prejudicar a identificação dos rastros. Os rastros em parcelas de areia foram identificados com o apoio de guias de identificação (Becker e Dalponte 1991, Borges e Tomás 2004).

Para cada sítio, calculamos a taxa de ocorrência de mamíferos de maior porte de hábitos terrestres e escansoriais, considerando o total de espécies registradas, cada espécie individualmente e grupos de espécies separados quanto à dieta em carnívoros, onívoros e herbívoros/frugívoros (com base em Cheida et al. 2006 para a irara e em Fonseca et al. 1996 para as demais espécies). Utilizamos como taxa de ocorrência, a soma do número de registros obtidos nas câmeras ou parcelas (frequência de ocorrência), dividido pela soma do número de dias de amostragem, para levar em consideração o esforço amostral variável entre sítios.

Foram analisadas individualmente apenas as espécies que apresentaram pelos menos três registros distribuídos em dois ou mais sítios com cada um dos métodos. Entretanto, todas as espécies de mamíferos terrestres ou escansoriais com mais de 1 kg foram consideradas no cálculo da riqueza e das taxas de ocorrência total ou de grupos de espécies. Espécies registradas menores do que 1 kg ou de hábitos exclusivamente arborícolas, não foram consideradas já que acreditamos que seus registros foram eventuais.

É o caso dos pequenos roedores e marsupiais, que são leves e pequenos, e do esquilo (*Guerlinguetus ingrami*) e do ouriço (*Sphigurus* sp.), espécies arborícolas (Fonseca et al. 1996).

Análise de dados

Suficiência do esforço amostral realizado por sítio de amostragem e na paisagem

Com o objetivo de verificar a suficiência do esforço amostral realizado em cada sítio, para cada método separadamente, estimamos, através do estimador não-paramétrico Jackknife 1, considerando os dias como unidades amostrais e 100 aleatorizações no programa EstimateS 7.52, o número de espécies esperado e seu intervalo de confiança e o comparamos ao número de espécies observado em cada um dos 24 sítios de amostragem. O mesmo procedimento foi realizado considerando o conjunto dos sítios de amostragem (ou seja, a paisagem como um todo), e neste caso, o número total de dias de amostragem correspondeu ao número máximo de dias comum a todos os sítios (30 para câmeras e 17 para parcelas).

Comparações entre métodos e entre iscas

Considerando o conjunto dos 24 sítios de amostragem, para cada método e para cada tipo de isca separadamente, construímos curvas de acúmulo de espécies observadas (Mau Tau) conforme o aumento dos dias de amostragem, para comparar o esforço necessário para registrar o mesmo número de espécies na paisagem entre tipos de métodos e tipos de iscas. A construção das curvas, foram feitas no programa EstimateS 7.52,, considerando os dias como unidades amostrais, e o número total de dias de amostragem, o número máximo comum a todos os sítios.

Para comparar a riqueza estimada e as taxas de ocorrência dos mamíferos de maior porte obtidas em cada um dos 24 sítios de amostragem, entre os dois métodos e entre os dois tipos de iscas, usamos testes – *t* para amostras dependentes. A comparação da taxa de ocorrência de grupos de espécie com dietas diferentes foi realizada somente entre iscas, já que as mesmas potencialmente selecionam os animais com base na dieta.

Para investigar se a variação da riqueza estimada e da taxa de ocorrência total, por espécie e por grupo de espécies, nos 24 sítios de amostragem foi congruente entre os

métodos e entre as iscas, nós testamos a existência de correlação entre os resultados obtidos com diferentes métodos e iscas com o coeficiente de correlação de Spearman.

RESULTADOS

Suficiência do esforço amostral por sítio de amostragem e na paisagem

A riqueza observada de mamíferos de maior porte por sítio de amostragem variou de três a sete com o uso de armadilhas fotográficas e de dois a oito com o uso de parcelas de areia. A riqueza observada na paisagem como um todo foi de 12 com as câmeras e 13 com as parcelas (Tabela 1). Para ambos os métodos, a riqueza observada em cada um dos 24 sítios e na paisagem como um todo se encontra dentro do intervalo de confiança da estimativa Jackknife 1 (Tabela 1), o que indica que o esforço amostral realizado foi adequado.

Comparações entre métodos e entre iscas

Riqueza de espécies na paisagem

Por meio dos intervalos de confiança das curvas de acúmulo de espécies construídas para cada método, é possível verificar que ambos os métodos registraram, ao final do esforço realizado, um número de espécies semelhantes na paisagem estudada (Figura 2). Entretanto, as parcelas de areia tenderam a acessar a comunidade mais rapidamente, resultando em um maior número de espécies por unidade de esforço do que as armadilhas fotográficas (Figura 2). De fato, com armadilhas fotográficas, foi obtido um total de 1700 registros com a taxa de 0,64 registro por dia/câmera, e com parcelas de areia, um total de 1010 registros com a taxa de 0,75 registro por dia/conjunto de parcelas (Tabela 2).

Já as curvas de acúmulo de espécies construídas para as diferentes iscas mostraram que, tanto para as câmeras quanto para as parcelas, o número de espécies observado com o uso de banana (ou banana, milho e sal, no caso das armadilhas fotográficas) tendeu a ser maior que o amostrado com o uso de iscas de cheiro para qualquer esforço amostral considerado e foi significativamente maior ao final do esforço realizado (Figura 3). Com as armadilhas fotográficas, foi obtido um total de 11 espécies e 879 registros em uma taxa de aproximadamente um registro por dia/câmera utilizando-se banana, milho e sal, e de

sete espécies e 139 registros em uma taxa de 0,15 registro por dia/câmera utilizando-se as iscas de cheiro (Tabela 3). De maneira semelhante, com o método de parcelas de areia, foi obtido um total de 12 espécies e 417 registros em uma taxa de 0,93 registro por dia/conjunto de parcelas utilizando-se banana como isca, e de nove espécies e 217 registros em uma taxa de 0,48 registro por dia/conjunto de parcelas com o uso de iscas de cheiro (Tabela 4).

Composição de espécies na paisagem

Para a paisagem como um todo, considerando os dois métodos de amostragem, foi obtido um total de 15 espécies de mamíferos de maior porte (Tabela 2). Dentre estas, o tamanduá mirim (*Tamandua tetradactyla*) e a capivara (*Hydrochoeris hydrochaeris*) foram registrados exclusivamente com as câmeras, e o tatu peludo (*Euphractus sexcinctus*), o furão (*Galictis cuja*) e o tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*) exclusivamente com as parcelas de areia (Tabela 2). Porém, estas espécies exclusivas foram aquelas com menor número de registros no total (Tabela 2).

Da mesma maneira, apenas a capivara e a cutia foram registradas exclusivamente com o uso de banana e o tamanduá mirim com o uso de isca de cheiro, mas foram espécies com um baixo número de registros (Tabela 2).

Riqueza de espécies e taxa de ocorrência por sítio de amostragem

Não houve diferença significativa na riqueza estimada e na taxa de ocorrência total por sítio de amostragem entre os dois métodos (Tabela 2). Também não houve diferença significativa na taxa de ocorrência por sítio de amostragem entre os métodos para todas as espécies analisadas individualmente, com exceção do tatu galinha (*Dasypus novemcinctus*), cuja taxa de ocorrência foi significativamente maior em parcelas de areia (Tabela 2).

Tanto para os dados obtidos com câmeras como para aqueles obtidos com parcelas de areia, os pontos iscados com banana (ou banana, milho e sal, no caso das câmeras) resultaram em uma taxa de ocorrência total significativamente maior do que os pontos contendo as iscas de cheiro (Tabelas 3 e 4). Também foi significativamente maior em pontos iscados com banana nos dois métodos, a taxa de ocorrência de espécies onívoras e a taxa de ocorrência de gambá (*Didelphis aurita*), irara (*Eira barbara*), cachorro do mato

(*Cerdocyon thous*) e de cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*) (Tabelas 3 e 4). O tatu, galinha, o quati e os veados foram as espécies, entre as analisadas individualmente, que apresentaram taxas de ocorrência semelhante entre as duas iscas em ambos os métodos. Por outro lado, para ambos os métodos, a riqueza estimada por sítio de amostragem com iscas de cheiro foi significativamente maior do que a estimada com a banana, provavelmente porque as taxas de registro com as iscas de cheiro são baixas e o estimador de riqueza considera que grande parte das espécies é rara levando a uma alta riqueza estimada.

Congruência entre métodos e entre iscas

Observamos correlação positiva significativa entre os dados obtidos com câmeras e parcelas de areia, para a riqueza estimada e para a taxa de ocorrência total, assim como, para a taxa de ocorrência de sete das nove espécies analisadas (Tabela 5). Não foi observada correlação entre as taxas de ocorrência em câmeras e em parcelas de areia para o veado (*Mazama* sp.) e os pequenos felinos (Tabela 5) que, das espécies analisadas individualmente, foram aquelas para as quais se observou a menor taxa de ocorrência.

Tanto para câmeras como para parcelas de areia, não houve correlação entre a riqueza estimada obtida com o uso de iscas diferentes, porém observamos uma correlação positiva significativa entre as taxas de ocorrência totais, de espécies onívoras, do gambá e da irara (Tabela 5). Exclusivamente com o uso das parcelas de areia, foi observada correlação positiva entre as taxas de ocorrência de quati (*Nasua nasua*) e exclusivamente com o uso de armadilhas fotográficas, entre as taxas de ocorrência de cachorro do mato e cachorro doméstico (Tabela 5).

DISCUSSÃO

Suficiência do esforço amostral por sítio de amostragem e na paisagem

Os dados aqui apresentados indicam que o esforço realizado foi suficiente para registrar a maioria das espécies presentes na paisagem como um todo e em cada um dos 24 sítios de amostragem. Assim, nossos resultados sugerem que a paisagem fragmentada

estudada suporta uma comunidade empobrecida e dominada por espécies silvestres de porte médio (entre 1 e cerca de 5 kg).

Entre as espécies registradas, apenas o veado e a capivara são animais com mais de 10 kg, mas foram registrados em poucos fragmentos. Por outro lado, não foram registrados os felinos de grande porte, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), onça-parda (*Puma concolor*) e onça-pintada (*Panthera onca*), e os pequenos felinos apresentaram baixa taxa de ocorrência em poucos sítios. Tampouco foram registrados mamíferos herbívoros ou frugívoros de maior porte, como a paca (*Cuniculus paca*), a anta (*Tapirus terrestris*) e os porcos-do-mato (*Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*). Chama a atenção que estes animais não registrados, assim como aqueles registrados em poucos sítios, formam um conjunto de espécies muito perseguidas para caça na Mata Atlântica (Cullen Jr. et al. 2000). Como são passíveis de serem registradas com os métodos utilizados, como indicam estudos realizados em outras localidades nos neotrópicos (Pardini et al. 2003, Silveira et al. 2003, Srбек-Araujo e Chiarello 2005), nossos resultados indicam que essas espécies de maior porte e muito perseguidas não ocorrem ou ocorrem em baixíssimas densidades na paisagem estudada.

Assim, os métodos utilizados mostraram-se adequados para o estudo dos mamíferos de maior porte presentes em paisagens de floresta tropical alteradas pelo homem, registrando as espécies de menor tamanho e hábitos noturnos, que são de difícil amostragem por meio de censo em transectos lineares (Silveira et al. 2003, Srбек-Araujo e Chiarello 2005). Entretanto, dada a simplificação da comunidade encontrada, ressaltamos que as comparações entre métodos e entre iscas aqui realizadas referem-se apenas a uma parcela da fauna de mamíferos de maior porte da Mata Atlântica.

Comparações entre métodos

Este estudo é o primeiro a realizar a comparação entre os métodos de armadilhas fotográficas e o de registros de pegadas em parcelas em floresta tropical. Além disso, é um dos poucos a fazer esta comparação através de um delineamento que reduz o efeito de outros fatores que potencialmente influenciam o número de registros de mamíferos de maior porte, dispondo as unidades amostrais aos pares e fazendo o uso das mesmas iscas entre os dois métodos. Dentre seis estudos que compararam armadilhas fotográficas com

contagem de pegadas (em estradas, parcelas de areia ou fuligem) (Bull et al. 1992, Foresman e Pearson 1998, Silveira et al. 2003, Gompper et al. 2006, Harrison 2006, Barea-Azcón et al. 2007) apenas o realizado por Harrison (2006), no Novo México (EUA), focando o lince vermelho (*Lynx rufus*), utilizou um delineamento pareado e as mesmas iscas entre os dois métodos.

Apesar das câmeras, ao contrário das parcelas, poderem registrar a mesma espécie em vários momentos durante o dia, nossos resultados demonstram que os dois métodos amostram de forma semelhante variáveis importantes da comunidade de mamíferos de maior porte como a riqueza de espécies na paisagem, e a riqueza estimada e a taxa de ocorrência (total e da maioria das espécies) por sítio de amostragem. Aparentemente, as parcelas amostram um mesmo número de espécies na paisagem com menor esforço de amostragem, porém, essa maior velocidade de registro é relativa, uma vez que, por causa dos dias de chuva, foram necessários 40 dias de campo para obtenção de 17 a 21 dias de amostragem com este método.

O desempenho semelhante dos métodos estudados provavelmente se deve (1) ao número e a forma de disposição das parcelas de areia e (2) ao fato de que uma mesma espécie dificilmente teve mais de um registro independente por dia na mesma câmera. O arranjo da unidade amostral para as parcelas (quatro parcelas de areia) aumentou a área de captura e por consequência o desempenho deste método. Dispostas desta forma, as parcelas cobriram uma região nas laterais e atrás da câmera que estava fora da área de ação desta, compensando a maior área de ação que uma única câmera apresenta a sua frente comparada à superfície de ação de uma única parcela de areia. Além disso, excluindo as várias fotos sequenciais de um mesmo indivíduo, que, atraído pela isca se manteve em frente à câmera por algum tempo, a mesma espécie foi raramente registrada mais de uma vez por dia na frente de uma mesma câmera. Isso indica que a vantagem que a câmera apresenta frente à parcela de areia de poder obter mais de um registro por dia, na prática raramente se concretiza, seja pelo fato das espécies apresentarem grandes áreas de vida ou poder de deslocamento, ou pelos indivíduos perderem o interesse pela isca após a primeira exploração.

É difícil utilizar os dados disponíveis na literatura para avaliar o quanto estes resultados podem ser generalizados para outras espécies ou regiões, devido à

heterogeneidade encontrada nestes estudos quanto à comunidade amostrada, delineamentos experimentais, variáveis analisadas, e número ou tamanho das unidades de contagem de pegadas que são comparadas com uma armadilha fotográfica. Dos dois estudos que comparam estes métodos para a amostragem de mais de três espécies, a riqueza registrada também foi semelhante entre os métodos no estudo realizado na região neotropical (Silveira et al. 2003) e foi maior nas parcelas de areia no estudo realizado na bacia do Mediterrâneo (Barea-Azcón et al. 2007). Como observamos neste estudo, o estudo de Silveira e colaboradores (2003) também encontrou que o método de contagem de pegadas registra um maior número de espécies com um menor esforço amostral. Ou seja, de maneira geral, os dados da literatura são congruentes com o que observamos e indicam que os métodos apresentam desempenho semelhante para o registro do número de espécies presentes, com o método das parcelas aparentemente apresentando maior rapidez no registro do número total de espécies.

Por outro lado, nenhum estudo analisou o desempenho dos métodos para o registro das espécies individualmente através de variáveis comparáveis às utilizadas em nosso estudo, sendo que alguns quantificaram o tempo que cada método leva para obter o registro de uma espécie (tempo de latência). Entre estes, os dois que utilizaram como método de contagem de pegadas uma caixa cujo fundo continha um substrato adequado (Bull et al. 1992, Gompper et al. 2006) relataram que as armadilhas fotográficas apresentam em média (entre espécies) um menor tempo de latência, enquanto que o único estudo em que a contagem de pegadas foi realizada em parcelas de areia não encontrou diferenças entre os métodos quanto ao tempo de latência médio entre espécies (Barea-Azcón et al. 2007). De qualquer maneira, o método que apresenta o menor tempo de latência variou entre espécies (Barea-Azcón et al. 2007, Gompper et al. 2006).

Mais importante, nossos resultados demonstram que a variação seja da riqueza estimada ou da taxa de ocorrência (total e da maioria das espécies), entre os sítios de amostragem são correlacionadas entre os dois métodos. Isto sugere (1) que estas variações entre áreas não foram geradas ao acaso e refletem padrões de distribuição e frequência de uso das espécies na paisagem, e (2) que ambos os métodos apresentam o mesmo potencial para o estudo dos fatores que afetam a distribuição destas espécies. Houve também uma congruência entre os métodos quanto à composição de espécies observadas na paisagem,

uma vez que ambos indicam as mesmas seis espécies (gambá, tatu-galinha, cachorro do mato, irara, cachorro doméstico e quati) como as mais comuns na região de estudo, demonstram que o gambá é muito mais comum que as demais espécies, registram com baixa taxa as mesmas espécies e as espécies registradas exclusivamente por um dos dois métodos são bastante raras. Assim, nossos dados indicam que não é necessário o uso destes dois métodos conjuntamente a fim de obter dados complementares como sugerido por Silveira e colaboradores (2003) e Barea-Azcón e colaboradores (2007).

Por outro lado, os dois métodos diferem quanto aos custos. Em geral, vários autores consideram que, se por um lado o método das câmeras depende de investimento na compra de equipamentos (câmeras, filmes, pilhas), o registro de pegadas depende de investimento na checagem mais freqüente das unidades amostrais e é mais dependente das condições climáticas (Barea-Azcón et al. 2007). Entretanto, como checamos as câmeras diariamente pudemos observar que o seu funcionamento é freqüentemente interrompido por causa da alta umidade. De maneira semelhante, Bull e colaboradores (1992) e Foresman e Pearson (1998) também relataram problemas com o funcionamento das câmeras devido a condições ambientais, no caso, as temperaturas muito baixas (cerca de -30 °C). Além disso, nos estudos onde as câmeras recebem iscas, a verificação freqüente é necessária para a troca dos filmes, já que as iscas mantêm alguns indivíduos por um certo tempo na frente das mesmas, esgotando rapidamente o filme (problema que é minimizado com o uso de câmeras digitais). Além da instabilidade do funcionamento, um outro problema relacionado ao uso das armadilhas fotográficas é a perda do investimento e dos dados quando estas são roubadas. Durante nosso estudo, nove das 36 câmeras colocadas em campo foram roubadas. Assim, mesmo tendo checado as câmeras diariamente, o mau funcionamento e os roubos causaram a perda de 210 câmeras-dias de amostragem (o esforço em campo teria sido de 2880 câmeras-dia na paisagem), o que indica que nem sempre é possível reduzir o investimento na checagem freqüente das unidades amostrais com o método das armadilhas fotográficas, especialmente em florestas úmidas e/ou locais sujeitos a altas taxas de furtos.

Comparação entre as iscas

Uma vez que as espécies de mamíferos de maior porte apresentam ampla variação com relação à dieta, procuramos selecionar dois tipos de isca que se complementassem. Assim, selecionamos uma isca voltada a carnívoros, especialmente felinos e canídeos, e, outra, direcionada a onívoros e herbívoros/frugívoros. A primeira foi escolhida dentre os produtos disponíveis no mercado brasileiro, procurando iscas líquidas de fácil transporte e utilização em campo, que pudessem agir como iscas de cheiro, uma vez que estas funcionam bem para carnívoros em outras partes do mundo (e.g. Bull et al. 1992, Crooks 2002, Barea-Azcón et al. 2007). Escolhemos dois produtos de uso veterinário: “Pip Dog” a base de carbonato de amônia e uréia usado para disciplinar cachorros domésticos a urinarem em local específico, e Cat Nip utilizado no entretenimento de felinos, feito a partir de uma erva (*Nepeta cataria*) conhecida como erva-do-gato (catmint em inglês). Para atrair espécies onívoras e herbívoras/frugívoras, escolhemos alimentos usados comumente por caçadores na região como milho e sal, e a banana, um item barato, abundante e que já se mostrou eficiente como isca (Pardini et al. 2003).

O uso de banana, milho e sal ou somente banana como isca, mostrou-se mais adequado para a amostragem de mamíferos de maior porte, pois resultou em maior riqueza observada de espécies na paisagem e por sítio de amostragem e maior taxa de ocorrência por sítio de amostragem, considerando o total de espécies, o grupo das espécies onívoras e a maioria das espécies mais comuns da comunidade, o que inclui os canídeos (cachorro do mato e cachorro doméstico). De fato, Pardini e colaboradores (2003) em um estudo comparando parcelas iscadas com banana, sal, bacon ou sem isca, também encontraram que o uso de banana resultou no maior número de espécies e nos maiores números totais de registros. Entretanto, as espécies de dieta carnívora estrita por nós registradas foram apenas os pequenos felinos e o furão e apresentaram uma taxa de ocorrência relativa muito baixa. Assim, é difícil concluir se a baixa taxa de ocorrência de animais de dieta carnívora nas iscas de cheiro é devido a uma ineficiência das iscas utilizadas e/ou devido às baixas densidades destes animais na paisagem estudada.

Além disso, não houve congruência entre os resultados obtidos nos diferentes sítios de amostragem com as duas iscas, tanto em relação à riqueza estimada ou à taxa de ocorrência de parte das espécies mais comuns. Isso mostra que o uso destas iscas pode levar

a resultados diferentes, o que ressalta a importância da inclusão de iscas complementares e da padronização das iscas utilizadas entre áreas em um estudo comparativo. De fato, dos muitos trabalhos já realizados que comparam atrativos seja para obter uma isca específica para controle e vacinação de espécies urbanas de mamíferos de maior porte (e.g. Andelt e Wooley 1996, Short et al. 2002), para estudos ecológicos (e.g. Michalski et al. 2007) ou de monitoramento de espécies alvo (e.g. Wayne et al. 2005), indicam que a eficiência das iscas varia muito a depender da espécie considerada.

CONCLUSÕES

Nossos resultados sugerem que ambos os métodos são eficientes para o estudo da comunidade de mamíferos terrestres de maior porte em regiões de florestas tropicais alteradas e são adequados ao estudo dos fatores que afetam a distribuição destas espécies em paisagens fragmentadas, já que (1) são capazes de registrar as espécies de menor porte e noturnas, (2) podem ser padronizados entre áreas heterogêneas quanto ao tamanho e estrutura da vegetação, (3) apresentam eficiência semelhante no registro da maioria das espécies e da riqueza de espécies, e (4) refletem de maneira similar o padrão de ocorrência das espécies entre as diferentes áreas. Entretanto, como a frequência de visitação às câmeras em ambientes úmidos como as florestas tropicais deve ser alta, o que certamente aumenta os custos relacionados a este método, o método das parcelas de areia provavelmente apresenta o melhor custo-benefício para estudos que foquem em índices de abundância relativa. É importante também ressaltar que o desempenho semelhante destes métodos neste estudo provavelmente se deve a maneira como as unidades amostrais foram dispostas, utilizando quatro parcelas de areia de 0,5 x 0,5 m espaçadas como uma única unidade amostral, aumentando assim a superfície de ação deste método.

Nossos resultados mostram também que o uso da banana como isca apresentou alto desempenho, principalmente comparada às iscas de cheiro utilizadas, pois além de registrar um maior número de espécies, levou a taxas de ocorrência mais altas não somente das espécies herbívoras/frugívoras, mas também das onívoras. Quanto ao registro das espécies carnívoras não foi possível apontar a isca de melhor desempenho, provavelmente porque os registros de espécies estritamente carnívoras foram escassos. A falta de correlação entre os dados obtidos com as duas iscas mostra que a escolha da isca é

importante para o estudo de mamíferos de maior porte e influencia fortemente os resultados obtidos, sendo fundamental (1) a padronização das iscas entre as áreas a serem estudadas ou comparadas, e (2) a inclusão de iscas complementares ou de iscas que atraíam uma ampla gama de animais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andelt W.F., Woolley T.P. 1996. Responses of urban mammals to odor attractants and a bait-dispensing device. *Wildlife Society Bulletin* 24: 111-118.
- Azlan J.M., Sharma D.S.K. 2006. The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx* 40: 36-41.
- Barea-Azcón J.M., Virgós E., Ballesteros-Duperón E., Moleón M., Chiroso M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16: 1213-1230.
- Becker M., Dalponte J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros – Um guia de campo. Edunb-Editora Universiade de Brasília, Brasília.
- Beck-King H., von Helversen O. 1999. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: a study using alternative methods. *Biotropica* 31 (4): 675-685.
- Bodmer R.E., Eisenberge J.F., Redford K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11 (2): 460-466.
- Borges P.A.L., Tomás W.M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Brashares J.S., Sam M.K. 2005. How much is enough? Estimating the minimum sampling required for effective monitoring of African reserves. *Biodiversity and Conservation* 14: 2709-2722.
- Bull E.L., Holthausen R.S., Bright L.R. 1992. Comparison of three techniques to monitor marten. *Wildlife Society Bulletin* 20: 406-410.
- Carrillo E., Wong G., Cuarón A.D. 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24 (6): 1580-1591.
- Cheida C.C., Nakano-Oliveira E., Fusco-Costa R., Rocha-Mendes F., Quadros J. 2006. Ordem Carnivora. In Reis N.R., Peracchi A.L., Pedro W.A., Lima I.P. (eds.). Mamíferos do Brasil. Nélío R. dos Reis, Londrina.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Corlett R.T. 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica* 39 (3): 292-303.
- Crooks K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Cuellar E., Maffei L., Arispe R., Noss A. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41 (3): 169-177.
- Cullen Jr. L., Bodmer E.R., Valladares-Padua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.

- DeMatia E.A., Curran L.M., Rathcke B.J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. *Ecology* 85 (8): 2161-2170.
- Di Bitetti M.S., Paviolo A., De Angelo C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153–163.
- Dirzo R., Miranda A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Emmons L.H., Feer F. 1997. Neotropical Rainforest Mammals: a field guide. The University of Chicago, Chicago, Illinois.
- Fonseca G.A.B., Herrmann G., Leite Y.L.R., Mittermeier R.A., Rylands A.B., Patton J.L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Occasional papers in Conservation Biology 4: 1-38.
- Fonseca G.A.B., Robinson J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Foresman K.R., Pearson D.E. 1998. Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores. *Journal of Wildlife Management* 62: 1217–1226.
- Gaidet-Drapier N., Fritz H., Bourgarel M., Renaud P.C., Poilecot P., Chardonnet P., Coid C., Poulet D., Le Bel S. 2006. Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation* 15: 735-754.
- Giman B., Stuebing R., Megun N., McShea W.J., Stewart C.M. 2007. A camera trapping inventory for mammals in a mixed use planted forest in Sarawak. *Raffles Bulletin of Zoology* 55: 209-215.
- Gómez H., Wallace R.C., Ayala G., Tejada R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (2): 91-95.
- Gompper M.E., Kays R.W., Ray J.C., Lapoint S.D., Bogan D.A., Cryan J.R. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34 (4): 1142–1151.
- Grigione M.M., Burman P., Bleich V.C., Pierce B.M. 1999. Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biological Conservation* 88: 25–32.
- Gros P.M., Kelly M.J., Caro T.M. 1996. Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos* 77:197-206.
- Harrison R.L., Barr D.J., Dragoo J.W. 2002. A Comparison of Population Survey Techniques for Swift Foxes (*Vulpes velox*) in New Mexico. *American Midland Naturalist* 148:320–337.
- Harrison R.L. 2006. A Comparison of Survey Methods for Detecting Bobcats. *Wildlife Society Bulletin* 34(2): 548–552.
- Haugaasen T., Peres C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 133-145.
- Karanth K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- Lopes M.A., Ferrari S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14 (6): 1658-1665.
- Michalski F., Peres C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21 (6): 1626-1640.

- Michalski F., Crawshaw P.G. Jr., Oliveira T.G., Fabián M.E. 2007. Efficiency of Box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 55: 315-320.
- Oliveira-Filho A.T., Fontes M.A. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.
- Pardini R., Ditt E.H., Cullen JR.L., Bassi C., Rudran R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. *In* Cullen Jr. L., Rudran R., Valladares-Padua C. (eds). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora UFPR, Paraná.
- Peres C.A., Nascimento H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15 (8): 2627-2653.
- Peres C.A., Palacios E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39 (3): 304-315.
- Plumptre A.J. 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* 37: 356-368.
- Río-Uzeda B., Gómez H., Wallace R.B. 2007. A preliminary density estimate for Andean bear using camera-trapping methods. *Ursus* 18: 124-128.
- Robinson J.G., Bennett E.L. 2002. Carrying capacity limits to sustainable hunting in Tropical Forests. *In* Robinson J.G., Bennett E.L. (Eds.). *Hunting for sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York.
- Santos-Filho M., da Silva M.N. 2002. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoologia* 4 (1): 57-73.
- Sargeant G.A., Johnson D.H., Berg W.E. 2003. Sampling designs for carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management* 67: 289-298.
- Sharp A., Norton M., Morks A., Holmes K. 2001. An evaluation of two indices of red fox (*Vulpes vulpes*) abundance in an arid environment. *Wildlife Research* 28: 419-424.
- Short J., Turner B., Risbey D. 2002. Control of feral cats for nature conservation. *Wildlife Research* 29: 475-487.
- Silveira L., Jácomo A.T.A., Diniz-Filho J.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351-355.
- Silver S.C., Ostro L.E.T., Marsh L.K., Maffei L., Noss A.J., Kelly M.J., Wallace R.B., Gómez H., Ayala G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.
- Sinberloff D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Smallwood K.S., Fitzhugh E.L. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation* 65: 51-59.
- Smallwood K.S. 1997. Interpreting puma (*Puma concolor*) population estimates for theory and management. *Environmental Conservation* 24 (3): 283-289.
- Srbek-Araujo A.C., Chiarello A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121-125.

- Srbek-Araujo A.C., Chiarello A.G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (3): 647-656.
- Stander P.E. 1998. Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *Journal of Applied Ecology* 35: 378-385.
- Stander P.E. 1997. Tracking and the interpretation of spoor: a scientifically sound method in ecology. *Journal of Zoology* 242: 329-341.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world –a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2 (4): 402-403.
- Terborgh J., Lawrence L., Nuñez P., Rao M., Shahabuddin G., Orihuela G., Riveros M., Ascanio R., Adler G.H. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294 (5548): 1923-26.
- Tomas W.M., Miranda G.H.B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In Cullen Jr. L., Rudran R., Valladares-Padua C. (eds). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora UFPR, Paraná.
- Wayne A.F., Cawling A., Ward C.G., Rooney J.F., Vellios C.V., Lindenmayer D.B., Donnelly C.F. 2005. A comparison of survey methods for arboreal opossums in Jarrah forest, Westerns Australia. *Wildlife Research* 32: 701-714.
- Wilson G.J., Delahay R.J. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28: 151-164.
- Wood J.E. 1950. Relative estimates of fox population levels. *Journal of Wildlife Management* 23: 53-63.
- Wright S.J., Gompper M.E., DeLon B. 1994. Are large predator keystones species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71: 279-294.

Tabela 1. Número de dias de amostragem, número de registros, e número de espécies (S) de mamíferos de maior porte observado e estimado pelo estimador Jackknife 1 (com intervalo de confiança de 95%), para dois métodos de amostragem, em cada um dos 24 sítios e para o total da paisagem em Tapiraí/Piedade, Brasil.

Sítio	Armadilhas fotográficas					Parcelas de areia				
	Amostras	Registros	S Obs	S Est	IC	Amostras	Registros	S Obs	S Est	IC
Alce	35	38	4	4,98	1,976	17	30	4	4,94	1,993
Antena	39	53	6	6,98	1,978	19	29	7	11,74	5,672
Antenor	30	11	4	5,95	2,745	19	41	5	6,89	2,731
Baleia	39	54	5	6,95	2,745	20	44	6	7,9	2,742
Bastião	38	41	5	6,95	2,745	19	37	5	5,95	1,996
Bicudinho	39	139	5	5,98	1,978	20	51	5	5,95	1,988
Cristo	38	124	5	6,95	2,763	17	46	4	4,94	1,993
D. Ivone	38	43	5	5	0,000	17	38	6	6,94	1,993
Darci	39	126	7	9,93	3,328	20	56	8	12,75	4,898
Douglas	35	85	5	6,95	2,745	20	49	6	8,85	3,265
Eme	36	88	5	5,98	1,976	19	50	6	8,84	3,256
Estrada	39	51	5	5,98	1,976	17	44	5	6,88	2,735
Fuzuê	35	72	6	6,98	1,978	19	52	7	9,84	3,256
Jeanzão	37	33	5	5,98	1,976	19	23	5	5,95	1,996
Jeanzinho	34	44	4	5,95	2,745	19	32	4	5,89	3,971
João	37	53	6	8,93	3,328	19	25	5	5	0,000
Linha	39	101	7	7,98	1,978	17	54	6	8,82	3,222
Médico	39	45	6	6,98	1,978	19	26	4	5,89	2,731
Mirante	38	89	6	8,93	3,328	19	46	6	8,84	3,256
Odorico	36	76	7	9,93	3,328	19	42	7	9,84	3,256
Osasco	38	28	3	3	0,000	19	49	3	3	0,000
São Paulo	39	88	5	5,98	1,976	18	38	3	3,94	1,983
Teomar	33	161	4	5,95	2,745	21	47	2	2	0,000
Último	39	59	6	7,95	2,745	19	60	4	4,95	1,996
Total paisagem	30	1698	12	13,95	2,745	17	896	13	15,82	4,346

Tabela 2. Número de registros assim como taxa de ocorrência e riqueza estimada (total e média e desvio padrão por sítio de amostragem) de espécies de mamíferos de maior porte para dois métodos de amostragem, e resultados de testes-t para amostras dependentes comparando a riqueza estimada e as taxas de ocorrência entre os dois métodos nos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/Piedade, Brasil. Abreviações da classificação das espécies quanto à dieta: onívora (O), carnívora (C), herbívora/frugívora (HF).

No.	Dieta	Armadilhas fotográficas				Parcelas de areia				teste - <i>t</i>	
		Registros	Riqueza estimada/ Taxa de ocorrência			Registros	Riqueza estimada/ Taxa de ocorrência			<i>t</i>	P
			Total	Media	DP		Total	Media	DP		
Riqueza estimada				6,796	2			6,939	3	-0,322	0,750
Total de registros		1700	0,637	0,636	0,349	1010	0,746	0,753	0,203	-1,911	0,069
Ordem Didelphimorphia											
<i>Didelphis aurita</i>	O	1281	0,480	0,481	0,347	659	0,487	0,493	0,191	-0,202	0,842
Ordem Cingulata											
<i>Dasypus novemcinctus</i>	O	76	0,028	0,028	0,026	124	0,092	0,092	0,051	-7,108	<0,001
<i>Euphractus sexcinctus</i>	O	0				4	0,003	0,003	0,01		
Ordem Pilosa											
<i>Tamandua tetradactyla</i>	O	1	0,0004	0,0004	0,0002	0					
Ordem Carnivora											
<i>Canis lupus familiaris</i>	O	61	0,023	0,023	0,033	31	0,023	0,023	0,03	0,151	0,882
<i>Cerdocyon thous</i>	O	132	0,049	0,049	0,083	90	0,067	0,065	0,1	-1,542	0,137
<i>Nasua nasua</i>	O	39	0,015	0,014	0,028	19	0,014	0,014	0,021	0,119	0,906
<i>Procyon cancrivorus</i>	O	4	0,001	0,0001	0,007	1	0,0007	0,0007	0,003		
<i>Eira barbara</i>	O	68	0,025	0,025	0,035	55	0,041	0,042	0,072	-1,384	0,18
<i>Galictis cuja</i>	C	0				2	0,001	0,001	0,005		
Pequeno felino	C	10	0,004	0,004	0,006	3	0,002	0,002	0,006	0,989	0,333
Ordem Artiodactyla											
<i>Mazama sp.</i>	HF	14	0,005	0,005	0,011	11	0,008	0,008	0,02	-0,782	0,442
Ordem Rodentia											
<i>Hydrochoeris hydrochaeris</i>	HF	1	0,0004	0,0004	0,002	0					
<i>Dasypsecta azarae</i>	HF	13	0,005	0,005	0,021	10	0,007	0,008	0,036	-1,068	0,297
Ordem Lagomorpha											
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	HF	0				1	0,0007	0,0007	0,003		

Tabela 3. Número de registros assim como taxa de ocorrência e riqueza estimada (total e média e desvio padrão por sítio de amostragem) de espécies de mamíferos de maior porte para dois tipos de iscas utilizadas em armadilhas fotográficas, e resultados de testes-t para amostras dependentes comparando a riqueza estimada e as taxas de ocorrência obtidas com banana, milho e sal, e com iscas de cheiro, nos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/Piedade, Brasil.

Armadilhas fotográficas	Dieta	Banana, milho e sal			Isca de cheiro			teste - <i>t</i>			
		Registros	Riqueza estimada/ Taxa de ocorrência			Registros	Riqueza estimada/ Taxa de ocorrência			<i>t</i>	P
			Total	Media	DP		Total	Media	DP		
Riqueza estimada				6,434	1,056			7,637	1,786	-2,682	0,013
Total de registros		879	1,009	36,625	19,255	139	0,150	5,792	4,890	8,817	<0,001
Onívoros		863,5	0,993	1,004	0,575	130	0,141	0,139	0,127	8,322	<0,001
Herbívoros/frugívoros		11,5	0,013	0,013	0,035	6	0,006	0,006	0,014	1,019	0,319
Carnívoros		4	0,005	0,005	0,009	3	0,003	0,004	0,013	0,222	0,826
Ordem Didelphimorphia											
<i>Didelphis aurita</i>	O	680,5	0,781	0,795	0,567	76,5	0,083	0,083	0,112	7,013	<0,001
Ordem Cingulata											
<i>Dasypus novemcinctus</i>	O	23,5	0,027	0,027	0,028	30	0,032	0,032	0,035	-0,633	0,533
Ordem Pilosa											
<i>Tamandua tetradactyla</i>	O	0				1	0,001	0,001	0,005		
Ordem Carnivora											
<i>Canis lupus familiaris</i>	O	34	0,039	0,041	0,068	8	0,009	0,009	0,021	2,211	0,037
<i>Cerdocyon thous</i>	O	68,5	0,079	0,079	0,129	5,5	0,006	0,006	0,013	2,708	0,013
<i>Nasua nasua</i>	O	20	0,023	0,023	0,045	7	0,008	0,007	0,027	1,898	0,070
<i>Procyon cancrivorus</i>	O	3,5	0,004	0,004	0,02	0					
<i>Eira barbara</i>	O	33,5	0,038	0,037	0,051	2	0,002	0,002	0,007	3,537	0,002
Pequeno felino	C	4	0,005	0,005	0,009	3	0,003	0,004	0,013	0,222	0,826
Ordem Artiodactyla											
<i>Mazama</i> sp.	HF	4,5	0,005	0,006	0,017	6	0,006	0,006	0,014	-0,212	0,834
Ordem Rodentia											
<i>Hydrochoeris hydrochaeris</i>	HF	0,5	0,0006	0,0006	0,003	0					
<i>Dasyprocta azarae</i>	HF	6,5	0,007	0,007	0,030	0					

Tabela 4. Número de registros assim como taxa de ocorrência e riqueza estimada (total e média e desvio padrão por sítio de amostragem) de espécies de mamíferos de maior porte para dois tipos de iscas utilizadas em parcelas de areia, e resultados de testes-t para amostras dependentes comparando a riqueza estimada e as taxas de ocorrência obtidas com banana e com iscas de cheiro, nos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/Piedade, Brasil.

Parcelas de areia	Dieta	Banana				Isca de cheiro				teste - t	
		Registros	Riqueza estimada/ Taxa de ocorrência			Registros	Riqueza estimada/ Taxa de ocorrência			t	P
			Total	Media	DP		Total	Media	DP		
Número de espécies				6,372	1,199			8,703	0,843	-4,997	<0,001
Total de registros		417,5	0,926	17,396	3,721	217,5	0,482	9,063	3,809	13,028	<0,001
Onívoros		403	0,894	0,896	0,183	216,5	0,480	0,480	0,203	11,212	<0,001
Herbívoros/frugívoros		12	0,027	0,026	0,063	1	0,002	0,002	0,011	1,806	0,084
Carnívoros		2,5	0,006	0,006	0,011	0					
Ordem Didelphimorphia											
<i>Didelphis aurita</i>	O	268,5	0,595	0,595	0,179	149,5	0,331	0,331	0,202	9,324	<0,001
Ordem Cingulata											
<i>Dasyurus novemcinctus</i>	O	43,5	0,096	0,097	0,072	35	0,078	0,077	0,064	0,993	0,331
<i>Euphractus sexcinctus</i>	O	1,5	0,003	0,003	0,015	1	0,002	0,002	0,010		
Ordem Carnivora											
<i>Canis lupus familiaris</i>	O	13	0,029	0,030	0,038	6	0,013	0,014	0,033	2,066	0,050
<i>Cerdocyon thous</i>	O	42,5	0,094	0,096	0,129	13	0,029	0,030	0,082	3,630	0,001
<i>Nasua nasua</i>	O	7	0,016	0,016	0,023	6	0,013	0,013	0,034	0,352	0,728
<i>Procyon cancrivorus</i>	O	0				1	0,002	0,002	0,010		
<i>Eira barbara</i>	O	27	0,060	0,059	0,093	5	0,011	0,011	0,027	3,229	0,004
<i>Galictis cuja</i>	C	1	0,002	0,002	0,008	0					
Pequeno felino	C	1,5	0,003	0,003	0,009	0					
Ordem Artiodactyla											
<i>Mazama sp.</i>	HF	5	0,011	0,011	0,028	1	0,002	0,002	0,011	1,384	0,180
Ordem Rodentia											
<i>Dasyprocta azarae</i>	HF	6,5	0,014	0,014	0,060	0					
Ordem Lagomorpha											
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	HF	0,5	0,001	0,001	0,005	0					

Tabela 5. Correlações de Spearman do número de espécies e das taxas de ocorrência entre métodos de amostragem, e entre os dois tipos de iscas para cada um dos métodos, nos 24 sítios de amostragem, em Tapiraí/Piedade, Brasil.

	Métodos		Isclas em armadilhas fotográficas		Isclas em parcelas de areia	
	r	P	r	P	r	P
Riqueza estimada	0,527	0,008	0,091	0,672	0,180	0,397
Total	0,591	0,002	0,608	0,002	0,465	0,022
Onívoros			0,498	0,013	0,47	0,021
Herbívoros/frugívoros			-0,156	0,466	0,184	0,391
Carnívoros					-0,172	0,423
<i>Didelphis aurita</i>	0,611	0,002	0,753	<0,001	0,486	0,016
<i>Dasyprocta novemcinctus</i>	0,555	0,005	0,049	0,818	0,366	0,079
<i>Canis lupus familiaris</i>	0,684	<0,001	0,462	0,023	0,308	0,143
<i>Cerdocyon thous</i>	0,717	<0,001	0,609	0,002	0,272	0,21
<i>Nasua nasua</i>	0,668	<0,002	0,169	0,43	0,511	0,011
<i>Eira barbara</i>	0,747	<0,003	0,505	0,012	0,403	0,051
<i>Mazama</i> sp.	0,296	0,16	-0,119	0,58	0,099	0,645
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,5	0,013				
Pequeno felino	0,195	0,361			-0,172	0,423

Figura 1. a) Mapa do estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição atual dos remanescentes de Mata Atlântica (cinza) e localização da região de Tapiraí/Piedade (retângulo), e b) distribuição de estradas (traçados pretos) e dos remanescentes de floresta (cinza) e a posição dos 24 sítios de amostragem (circulo preto) em Tapiraí/Piedade, Brasil.

Figuras 2. Curvas médias (com intervalo de confiança) de acúmulo de espécies observadas de mamíferos de maior porte conforme o aumento do número de dias de amostragem, para os dois métodos de amostragem, considerando o conjunto dos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/Piedade, Brasil.

Figuras 3. Curvas médias (com intervalo de confiança) de acúmulo de espécies observadas de mamíferos de maior porte conforme o aumento do número de dias de amostragem, para (a) as duas iscas utilizadas com armadilhas fotográficas, (b) as duas iscas utilizadas com parcelas de areia, considerando o conjunto dos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/Piedade, Brasil.

Capítulo 3

Invasão de cães domésticos (*Canis lupus familiaris*) na Mata Atlântica: quais fatores determinam sua presença e frequência de ocorrência nos remanescentes?

Invasão de cães domésticos (*Canis lupus familiaris*) na Mata Atlântica: quais fatores determinam sua presença e frequência de ocorrência nos remanescentes?

ABSTRACT

The acceleration of biological introductions as a consequence of human activities has been causing strong alterations in native communities, being one of the main threats to biodiversity. The domestic dog is an invasive species spread all over the world that has been frequently found kilometers inside native remnants, representing a risk to the local fauna through infectious disease transmission, predation and competition. In this study, through standardized surveys at 24 forest remnants of an Atlantic Forest fragmented landscape, we tested if the number of domestic dogs in the area surrounding remnants is related to the number of resident people living in these areas. Through the search in the literature for factors that potentially influence the distribution of this invasive specie and the selection of regression models, we evaluated which factors determine the domestic dog presence and frequency of occurrence inside remnants. We considered four factors (extension of roads, amount of forest and number of domestic dogs in the surroundings, and vegetation quality) and compared 12 models, one that included only sampling effort and the others that, besides sampling effort, included combinations of the four analyzed factors, taking into account the relationship that can be inferred among them by the way expansion of human activities usually happens in neotropical forests. As expected, we observed a strong positive relationship between the total number of residents and the total number of domestic dogs in the surroundings. Inside remnants, the domestic dog was recorded more frequently than seven of the 11 native species; its occurrence was better explained by the amount of dogs in the surroundings and its frequency of occurrence by the reduction in the amount of forest in the surroundings. Our results warn for the high proportion of domestic dogs in relation to native species inside forest remnants, for the need of population control of this invasive species to minimize its occurrence inside native forests, and for the importance of fragmentation, which facilitates visitation by domestic dogs.

RESUMO

A aceleração das introduções biológicas em consequência das atividades humanas vem causando profundas alterações às comunidades nativas, sendo uma das principais ameaças à biodiversidade. O cão doméstico é uma espécie invasora que se distribui por todo o mundo e têm sido freqüentemente encontrada quilômetros dentro de remanescentes de vegetação nativa, representando um risco à fauna local através da transmissão de doenças infecciosas, predação e competição. Aqui, através de amostragens padronizadas em 24 remanescentes florestais de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica testamos se o número de cães domésticos no entorno dos remanescentes está relacionado com o número de pessoas residentes nessas áreas. Através da busca na literatura por fatores que potencialmente influenciam a distribuição desta espécie invasora e da seleção de modelos de regressão, avaliamos quais fatores condicionam a presença e a freqüência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes. Foram considerados quatro fatores (extensão de estradas, quantidade de mata e número de cães domésticos no entorno, e qualidade da vegetação) e comparados 12 modelos, um que contém apenas o esforço amostral e os demais que, além do esforço amostral, incluem combinações dos quatro fatores analisados, levando em conta a relação que pode ser inferida entre eles pela forma como se dá a expansão das atividades humanas em florestas neotropicais. Como esperado, observamos uma forte relação positiva entre o total de residentes e o total de cães domésticos no entorno dos remanescentes. Dentro dos remanescentes, o cão doméstico foi mais registrado do que sete das 11 espécies nativas; sua ocorrência foi mais bem explicada pela quantidade de cães no entorno, e sua freqüência de ocorrência pela diminuição da quantidade de mata no entorno. Nossos resultados alertam para a alta proporção de cães dentro das matas em relação às espécies nativas, para a necessidade de controle populacional desta espécie invasora visando minimizar sua ocorrência dentro de florestas nativas, e para a importância da fragmentação, que facilita a visitação por cães domésticos.

INTRODUÇÃO

Mudanças na distribuição de espécies ocorrem naturalmente, porém a aceleração das introduções biológicas em consequência das atividades humanas vem causando profundas alterações às comunidades nativas e suas características ecológicas (Lodge 1993, Vitousek et al. 1997, Mack et al. 2000). Invasões biológicas causam extinções locais e diversos efeitos indiretos no funcionamento dos ecossistemas através das cadeias tróficas (Rodríguez 2001, White et al. 2006). Animais invasores podem causar a extinção de espécies nativas vulneráveis por meio da predação, herbivoria, competição, transmissão de novas doenças e alteração do habitat, enquanto plantas invasoras podem alterar regimes de fogo e hidrológicos, ciclagem de nutrientes, além de provocar grandes reduções na abundância ou sobrevivência de espécies nativas (Mack et al. 2000). Para anfíbios, aves e mamíferos, a invasão de espécies exóticas está entre as causas mais frequentes de ameaça, ficando atrás apenas da perda e fragmentação do habitat e da extração (Baillie et al. 2004).

Espécies invasoras de sucesso possuem algumas características em comum, associadas à capacidade de expansão a partir de uma população pequena em ambientes novos. Em geral, são espécies generalistas, em muitos casos predadoras, que apresentam eficiência na dispersão, e rápido aumento populacional em condições favoráveis (Lodge 1993, Pullin 2002). Cães domésticos (*Canis lupus familiaris*) apresentam todas estas características, tendo sido introduzidos como animais de estimação e distribuindo-se onde quer que o homem tenha se fixado (Wandeler et al. 1993, Pimentel et al. 2000), formando populações ferais em algumas regiões (Pimentel et al. 2000). São os carnívoros mais abundantes e bem adaptados (Daniels e Bekoff 1989), apresentando distância média de dispersão de 1,7 km (Pal et al. 1998), e agindo como predadores de animais silvestres (May e Norton 1996, Butler e du Toit 2002, Campos et al. 2007, Oliveira et al. 2008).

A ampla distribuição do cão doméstico se deve a associação desta espécie com os humanos, existindo geralmente uma forte relação positiva entre a densidade populacional humana e a de cães (Brooks 1990, Butler e Bingham 2000, Kitala et al. 2001, Rithinger et al. 2003). Principalmente em regiões rurais, os cães domésticos são mantidos livres (Brooks 1990, Kitala et al. 2001, Campos et al. 2007, Ortega-Pacheco et al. 2007, Torres 2008) e de forma não supervisionada, sem cuidados veterinários e sem controle de sua reprodução (Butler e Bingham 2000, Kitala et al. 2001, Torres 2008). Assim, as taxas de crescimento

populacional de cães em zonas rurais são geralmente altas chegando a 6,5 % em uma comunidade do Zimbábue (Butler et al. 2004) e a de 9% em uma região no Kenya (Kitala et al. 2001).

A falta de manejo e cuidados aliados ao alto crescimento populacional é um alerta sobre os potenciais impactos do cão doméstico sobre as espécies nativas, principalmente em regiões rurais, já que estas concentram a maioria dos remanescentes de vegetação nativa. De fato, esta espécie tem sido freqüentemente encontrada quilômetros dentro de remanescentes, inclusive em áreas de preservação (May e Norton 1996, Roelke-Parker et al. 1996, Noss e Cuellar 2001, Revilla et al. 2001, Vernes e Dennis 2001, Lacerda 2002, Butler et al. 2004, Fiorello et al. 2006, Galetti e Sazima 2006, Whiteman et al. 2007, 2008, Srbek-Araujo e Chiarello 2008, Torres 2008).

Estudos em diversas partes do mundo demonstram que a entrada de cães domésticos em áreas de vegetação nativa representa um risco à fauna local via dois principais mecanismos, a transmissão de doenças infecciosas como a raiva, a cinomose canina e a parvovirose, aos animais silvestres (Frölich et al. 2000, Deem e Emmons 2005, Fiorello 2006, Whiteman et al. 2007) e a predação ou competição (May e Norton 1996, Butler e du Toit 2002, Galetti e Sazima 2006, Campos et al. 2007, Oliveira et al. 2008). A cinomose canina foi responsável pelo declínio populacional de diversos carnívoros selvagens (Barret 1999), como o cão selvagem africano (*Lycaon pictus*) (Van de Bildt et al. 2002), a foca do Cáspio (*Phoca caspica*) (Kennedy et al. 2000), e os leões (*Panthera leo*) do Parque Nacional do Serengeti, Tanzânia (Roelke-Parker et al. 1996, Packer et al. 1999, Cleaveland et al. 2000). Por outro lado, estudos sobre a dieta de cães domésticos em regiões rurais mostram que mamíferos, principalmente os de médio porte, são um dos principais itens de sua alimentação tanto na África (Butler e du Toit 2002, Butler et al. 2004), na Austrália (revisado por May e Norton 1996, Vernes e Dennis 2001) como no Brasil (Galetti e Sazima 2006, Campos et al. 2007). Estes dados evidenciam a pressão de predação adicional que cães domésticos exercem sobre as espécies nativas (Butler e du Toit 2002, Campos et al. 2007) e também a potencial relação de competição entre cães e carnívoros selvagens, tendo em vista a sobreposição da dieta destas espécies (May e Norton 1996, Butler e du Toit 2002, Butler et al. 2004).

Apesar dos vários estudos que atestam os impactos de cães domésticos sobre espécies nativas, pouco se sabe acerca dos fatores que podem influenciar ou facilitar a entrada de cachorros domésticos em remanescentes. Dos poucos estudos realizados, a maioria foca na influência da distância da borda sobre a presença e frequência de ocorrência de cães domésticos, encontrando sempre uma relação negativa entre distância da borda em direção ao centro do remanescente e a presença e frequência de ocorrência de cães domésticos (Revilla et al. 2001, Butler e Du Toit 2002, Lacerda 2002, Srбек-Araujo e Chiarello 2008, Torres 2008). Odell e Knight (2001) amostraram áreas de vegetação nativa a diferentes distâncias da residência mais próxima e cercados por áreas com diferentes densidades de residências, e encontraram que cães domésticos são mais frequentes nas áreas mais próximas a residências e em contextos de maior densidade de residências.

Entretanto, vários aspectos das paisagens rurais, como a extensão de estradas, que devem facilitar o deslocamento e o acesso dos cães domésticos aos remanescentes (May e Norton 1996), ou a quantidade de vegetação nativa, que poderia atuar como barreira a movimentação (Torres 2008), devem exercer influência sobre a entrada de cães domésticos em remanescentes. Além disso, é de se esperar que a frequência da entrada destes cães nos remanescentes seja diretamente proporcional à quantidade de cães existentes no entorno. A estrutura da vegetação, especialmente a densidade dos estratos mais baixos, poderia dificultar o deslocamento dos cães domésticos dentro dos remanescentes. A tomada de medidas para prevenir o estabelecimento e dispersão de espécies invasoras é um dos maiores desafios para a conservação (Mack et al. 2000). Assim, um melhor entendimento dos fatores relacionados a paisagem que determinam a entrada desta espécie exótica em remanescentes de vegetação nativa é essencial para guiar medidas efetivas que visem mitigar os impactos causados pelos cães domésticos sobre as espécies nativas e prevenir futuras invasões.

Neste trabalho, através de amostragens padronizadas em 24 remanescentes florestais de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica, pretendemos (1) testar se o número de cães domésticos no entorno dos remanescentes está relacionado com o número de pessoas residentes nessas áreas, como seria esperado de acordo com a literatura, e (2) investigar, quais fatores determinam a presença e a frequência de ocorrência de cães domésticos em matas nativas. Para tanto, escolhemos quatro fatores que potencialmente influenciam ou

facilitam o acesso de cães domésticos aos fragmentos florestais em uma paisagem rural: extensão de estradas (terra e asfalto), a quantidade de mata e o número de cães domésticos no entorno dos remanescentes, e a qualidade da vegetação dos remanescentes. Para investigar a importância destes fatores, construímos e comparamos quanto à plausibilidade, segundo o critério de informação AIC (The Akaike Information Criterion), 12 modelos. Estes incluem um modelo que contém apenas o esforço amostral realizado nos 24 remanescentes e os demais, além do esforço amostral, incluem combinações dos quatro fatores analisados, levando em conta a relação entre eles, que pode ser inferida pela forma como usualmente se dá a expansão das atividades humanas em florestas neotropicais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma paisagem fragmentada de 10.000 ha que compreende parte das áreas rurais dos municípios de Tapiraí e Piedade, uma região de Mata Atlântica do Planalto Paulista, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). A temperatura média anual é de 18,9°C (com máxima média de 24,9°C e mínima média de 12,9°C) e a precipitação média anual é de 1807,7 mm (www.cpa.unicamp.br). A altitude varia de 800 a 880 m acima do nível do mar (www.cpa.unicamp.br) e a vegetação da região é classificada como “Floresta Atlântica Baixo Montana” (Oliveira-Filho e Fontes 2000) .

A paisagem estudada retém 49% de florestas remanescentes em estádios médio a avançado de regeneração (Figura 1), circundadas principalmente por áreas abertas, como pastagens (24%) e áreas de agricultura (13 %), áreas de plantações homogêneas de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (5%) e vegetação nativa em estádios iniciais (arbustivos) (3%). A região sudeste da paisagem concentra uma maior quantidade de matas (Figura 1), e está conectada ao contínuo de matas da Serra do Mar. A paisagem apresenta diversas estradas de terra, porém é atravessada por apenas uma estrada asfaltada, a Rodovia Padre Guilherme Hovel (SP 79), que no trecho em que cruza a paisagem possui mão dupla e pista simples, com velocidade máxima permitida de 80 km/h.

O município de Tapiraí ocupa uma área de 755 km² e possui 7953 habitantes (contagem IBGE de 2007), que apresentam renda média mensal de R\$ 487,77 (IBGE 2008). Em sua área rural, o município engloba 2024 ha de pastagens, 922 ha de lavouras e 6654 ha

de matas. Os principais rebanhos são de aves, coelhos, suínos e bovinos, e as principais plantações de milho, banana, e batata doce (IBGE 2008). O município de Piedade, com 746 km², abriga 48.430 habitantes (contagem IBGE de 2007), que apresentam renda média mensal de R\$ 575,72. Pastagens ocupam 7.438 ha da área rural, onde os animais criados são, em sua maioria, bovinos, aves, suínos e ovinos; a agricultura ocupa 9345 ha, sendo os principais produtos plantados milho, feijão e cebola (IBGE 2008); e as áreas de mata ocupam 8843 ha.

Delineamento amostral

Nesta paisagem, foram alocados 24 sítios de amostragem todos eles em remanescentes de floresta nativa em estágio médio a avançado de regeneração, a partir de mapa temático obtido através de imagem de satélite SPOT do ano de 2005 com resolução de 10 m (Figura 1). A escolha dos sítios foi feita de forma a (1) contemplar a maior variação possível na quantidade de mata remanescente (35,5 a 155,2 ha ou 17,7 a 77,2%) e na extensão de estradas (0,9 a 8,3 km) na área de 800 m de raio no entorno dos sítios de amostragem, (2) diminuir a correlação entre estas variáveis, e (3) manter uma distância mínima de 900 m entre os sítios de amostragem, de forma a maximizar a independência espacial.

Na ausência de informação específica para o cão doméstico, a definição da escala espacial considerada, i.e. de 800 m ao redor dos sítios de amostragem, baseou-se em Timo (2003), que demonstrou que a distribuição de mamíferos de maior porte entre remanescentes na Amazônia é mais claramente relacionada à estrutura da paisagem na escala de 800 m de raio do que nas escalas de 200 e 400 m.

Cães domésticos nos remanescentes

A presença e a frequência de ocorrência de cães domésticos dentro de remanescentes florestais foram quantificadas por meio de um protocolo de amostragem padronizado, no qual o mesmo número e arranjo das armadilhas e iscas foram empregados em cada um dos 24 sítios, de forma a amostrar a mesma área pelo mesmo número de dias, independente do tamanho do remanescente. O arranjo das armadilhas e as iscas foram

escolhidos objetivando não apenas a amostragem do cão doméstico, mas dos mamíferos terrestres de maior porte em geral.

Em cada sítio, instalamos três armadilhas fotográficas (câmeras de filme equipadas com sensor infravermelho, Trapa-câmera[®]) dispostas em árvores a 20 cm do solo, e distantes 100 m uma da outra (maior distância possível tendo como limite o tamanho do menor fragmento). Instalamos as armadilhas fotográficas fora de trilhas, para evitar que ficassem expostas e sujeitas a roubo, uma vez que os remanescentes pertenciam, em sua maior parte, a pequenos proprietários e muitas vezes não eram cercados.

No período de outubro de 2006 a julho de 2007, deixamos as câmeras acionadas por 40 dias em cada sítio, distribuídos em três campanhas, nas quais 12 sítios foram amostrados simultaneamente por 10 a 15 dias. Entretanto, problemas como roubo e mau funcionamento das câmeras, e o tempo que a câmera ficou inativa entre o término do filme e sua troca, levaram a um esforço de amostragem que variou de 90 a 118 câmeras-dia entre os 24 sítios, totalizando 2670 câmeras-dia para a paisagem como um todo. As câmeras foram iscadas e checadas todos os dias. Uma vez que além do cão doméstico pretendemos também amostrar os mamíferos de maior porte nativos, em cada sítio, a câmera central recebeu iscas de cheiro voltadas para carnívoros - *Pipi Dog* (www.coveli.com.br) e *Catnip Brasileiro* líquido (www.catnipbrasileiro.com.br) - e as câmeras laterais foram iscadas com banana, milho e sal.

Fotografias sequenciais de uma mesma espécie geradas pela mesma câmera foram consideradas registros independentes quando tiradas com pelo menos uma hora de intervalo (Gómez et al. 2005, Maffei et al. 2005, Cuellar et al. 2006, Di Bitetti et al. 2006). Utilizamos como frequência de ocorrência a soma do número de registros independentes obtidos nas três câmeras para cada sítio, e a possível consequência da variação no esforço amostral entre sítios foi considerada nas análises.

Quantificação das variáveis independentes

A quantidade de matas em estádios médio e avançado de regeneração e a extensão de estradas (asfalto e terra) na área de 800 m de raio no entorno dos sítios de amostragem foram quantificadas a partir do mapa temático (Figura 1), utilizando o programa ArcMap 9.2. Em ambos os casos, os cálculos foram realizados considerando a localização da

câmera central de cada sítio. O número de pessoas residentes e de cães domésticos no entorno dos sítios de amostragem foi obtido a partir da localização em campo de todas as residências dentro de um raio de 800 m ao redor de cada sítio. Os responsáveis foram entrevistados no período entre janeiro e fevereiro de 2007 para obter o número de pessoas e de cães residentes.

A qualidade da vegetação foi descrita através de uma medida de densidade e estratificação da folhagem, que são bons indicadores do estágio de regeneração florestal (DeWalt et al. 2003) e do nível de perturbação florestal, como intensidade de efeito de borda (Malcolm 1994) e corte seletivo (Malcolm e Ray 2000). Essa medida da qualidade da vegetação foi obtida através de uma modificação do método de quantificação da estratificação da folhagem de Hubbell e Foster (1986) descrita por Malcolm (1995). Em cada sítio, duas linhas paralelas de 165 m cada, distantes 20 m uma da outra, foram demarcadas sobrepondo a área de disposição das armadilhas fotográficas. Em cada linha, foram estabelecidos 12 pontos de amostragem, com espaçamento de 15 m, totalizando 24 pontos em cada sítio. Em cada um destes pontos, uma vara de 3 m de comprimento foi usada como mira no estabelecimento de uma coluna vertical imaginária com cerca de 15 cm de diâmetro. Nesta coluna, a altura dos limites inferior e superior das faixas cobertas por folhagem foi estimada (com o uso de um telêmetro para alturas maiores a 10 m). Para cada ponto, foi calculada a metragem preenchida por folhagem em 5 estratos da vegetação (0-1m, 1-5m, 5-10m, 10-15m e > 15m). Para cada sítio, a densidade de folhagem em um determinado estrato foi calculada como a média da metragem ocupada por folhagem naquele estrato entre os 24 pontos. A partir destes dados foi realizada uma análise de componentes principais em matriz de correlação (centrada e estandardizada) no programa CANOCO para Windows, versão 4.0 (ter Braak e Smilauer 1998). Os escores dos sítios no primeiro eixo desta análise foram utilizados como uma variável-síntese da variação na qualidade da vegetação entre os sítios de amostragem.

Análise dos dados

Para testar se o número de pessoas residentes determina o número de cães domésticos no entorno dos remanescentes utilizamos uma regressão linear simples.

Para investigar a influência dos quatro fatores escolhidos sobre a presença e frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, empregamos a abordagem de seleção de modelos. Foram analisados 12 modelos de regressão construídos e comparados utilizando a linguagem R (R Development Core Team 2008). A frequência de ocorrência de cães domésticos foi modelada como uma variável binomial negativa (uma vez que é uma variável de contagem que apresenta variância maior do que a de uma Poisson), enquanto a ocorrência (presença/ ausência) foi modelada como uma variável binomial, através de uma regressão logística. Os coeficientes foram estimados como os valores que maximizavam a verossimilhança total do modelo, com o uso de rotinas de otimização numérica. Para todos os modelos, foi usado o logaritmo natural como função de ligação, como é usual em modelos de variáveis binomial negativa e binomial (Crawley 2002).

Os modelos foram comparados por AIC (Critério de Informação de Akaike) seguindo o protocolo proposto por Burnham e Anderson (2002). O AIC é calculado para cada modelo a partir de suas verossimilhanças e do número de parâmetros, sendo que o modelo com o menor valor de AIC é considerado a descrição mais plausível dos dados. A plausibilidade de cada modelo alternativo em relação ao melhor é estimada por diferenças em seus valores de AIC (ΔAIC), sendo que um valor de $\Delta AIC \leq 2$ indica modelos igualmente plausíveis. Nós comparamos o conjunto de modelos candidatos para cada variável dependente por meio de seus ΔAIC , calculados a partir do AIC_c , a correção do AIC para amostras pequenas (Burnham e Anderson 2002).

Modelos comparados

Uma vez que houve variação do esforço de amostragem entre os sítios, incluímos um modelo que contém apenas o esforço amostral como variável independente, o que nos permite verificar se a distribuição ou a frequência de ocorrência do cão doméstico pode ser explicada somente pela variação do esforço amostral, e incluímos o esforço amostral em todos os demais modelos comparados (Tabela 1). Para investigar a influência dos quatro fatores escolhidos sobre a presença e frequência de ocorrência de cães construímos quatro modelos, onde cada um deles contém, além do esforço amostral, uma das quatro variáveis

analisadas (extensão de estradas, quantidade de mata e o número de cães domésticos no entorno dos remanescentes, e a qualidade da vegetação dos remanescentes).

Além dos modelos contendo cada uma das variáveis independentes, contruímos sete modelos múltiplos, com combinações entre as variáveis independentes que, tendo em vista as correlações entre estas variáveis, levaram em consideração a relação de casualidade entre os fatores estudados, que pode ser estabelecida a partir do que é conhecido sobre a maneira como usualmente ocorre a expansão das atividades humanas e o desmatamento em áreas de floresta no Brasil. Em geral, a construção de estradas, principalmente as asfaltadas, atraem populações humanas com seus animais domésticos para suas margens, as pessoas passam a explorar novas áreas levando a um intenso processo de desmatamento e exploração dos recursos naturais (Dale et al. 1994, Laurance et al. 2002, Soares et al 2004). Por outro lado, uma vez que os remanescentes da região de estudo sofrem perturbações como fogo entrada de gado e corte seletivo, consideramos que a qualidade da vegetação dos sítios de amostragem não deve apresentar uma relação clara com os demais fatores considerados.

Assim sendo, os modelos com duas ou mais variáveis independentes representam as combinações possíveis entre as variáveis “extensão de estradas”, “número de cães domésticos no entorno” e “quantidade de mata”, desde que, sempre que um determinado fator for incluído, o fator causal também o seja (por exemplo, inclusão de quantidade de mata implica na inclusão de número de cães e extensão de estradas no entorno) (Tabela 1). Como consideramos que a qualidade dos remanescentes não é diretamente relacionada aos demais fatores, construímos modelos contendo as combinações possíveis das demais três variáveis que incluíssem ou não a qualidade da vegetação (Tabela 1).

RESULTADOS

O cão doméstico foi registrado em 17 dos 24 sítios amostrados com um total de 61 registros (média, desvio padrão e amplitude entre os sítios = $2,5 \pm 3,5$, 0-15). Além desta espécie exótica, na paisagem estudada foram registradas 11 espécies nativas de mamíferos terrestres de maior porte (acima de 1kg), sendo que apenas quatro, o gambá (*Didelphis aurita*), o tatu galinha (*Dasypus novemcinctus*), o cachorro do mato (*Cerdocyon thous*) e a irara (*Eira barbara*) tiveram um número maior de registros dentro dos remanescentes que o

cão doméstico (Capítulo 4). Os registros destas quatro espécies nativas juntamente com os do cão doméstico reapresentam 95% do total dos registros de mamíferos de maior porte obtidos nos remanescentes, sendo as demais sete espécies nativas responsáveis por apenas 5% dos registros. Além do baixo número de registros de grande parte das espécies, a comunidade de mamíferos terrestres de maior porte da região de Tapiraí/Piedade apresenta-se simplificada uma vez que não foram registradas várias espécies de ocorrência esperada segundo sua distribuição geográfica, como grandes felinos (*Panthera onca* e *Puma concolor*), porcos do mato (*Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*), anta (*Tapirus terrestris*) e paca (*Cuniculus paca*) (Capítulo 4).

A partir das entrevistas realizadas em todas as residências dentro de um raio de 800 m ao redor de cada sítio amostral (total de 372 residências), levantamos um total de 1.303 residentes (não veranistas) (média, desvio padrão e amplitude entre os sítios = $54,2 \pm 3,5$, 0-232) e um total de 742 cães domésticos pertencentes a estes residentes (média, desvio padrão e amplitude entre os sítios = $31 \pm 37,4$, 0-158). A partir desses dados, há em média 0,5 cão por morador e em torno de dois cães por residência. A quantidade de mata remanescente no entorno dos sítios (em um raio de 800 m que equivale a cerca de 201 ha) variou de 35,5 a 155,2 ha (média e desvio padrão entre os sítios = $81,6 \pm 37,6$), enquanto a extensão total de estradas (asfalto e terra) variou de 883,5 a 8304,8 m entre os sítios (média e desvio padrão = $5235,7 \pm 2055,4$) (Figura 1).

O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais explicou 43% da variação da densidade de folhagem nos diferentes estratos da vegetação entre os sítios. Este eixo representa um gradiente de diminuição da densidade de folhagem nos estratos mais altos da floresta (mais de 10 m) e aumento da densidade de folhagem no sub-bosque (0 a 10 m) (Figura 2). Assim, este eixo se traduz como um gradiente de matas mais maduras ou menos perturbadas (esquerda do gráfico) a matas mais jovens ou mais perturbadas (direita do gráfico) (Figura 2).

Apesar de termos minimizado a correlação entre as variáveis independentes quando da seleção dos sítios de amostragem, algumas delas ainda apresentam correlação entre si. As relações mais acentuadas são negativas entre a quantidade de mata remanescente no entorno e tanto a quantidade de cães domésticos quanto a extensão de estradas no entorno

(Tabela 2). Secundariamente, há uma relação positiva mais fraca entre a quantidade de cães domésticos no entorno e a extensão de estradas no entorno (Tabela 2).

Conforme o esperado, observamos uma alta relação positiva entre o total de residentes e o total de cães domésticos no entorno dos remanescentes amostrados, sendo que 89% da variação no número de cães residentes no entorno pode ser explicada pelo número de pessoas residentes nestas áreas (Figura 3).

Apenas um modelo foi selecionado como mais plausível para a variação na frequência de ocorrência do cão doméstico dentro dos remanescentes: aquele que leva em consideração, além do esforço amostral, apenas a quantidade de mata remanescente no entorno, com coeficiente negativo (Tabela 3). Já para a variação na ocorrência de cães doméstico nos remanescentes dois modelos foram selecionados: o que contém apenas o esforço amostral, com coeficiente positivo, e o que contém, além desta variável, a quantidade de cães no entorno, com coeficiente positivo (Tabela 4).

DISCUSSÃO

Neste trabalho, a quantidade de cães domésticos no entorno foi positivamente relacionada com a densidade populacional humana, um padrão que tem sido reportado em diversas partes do mundo (Brooks 1990, Butler e Bingham 2000, Kitale et al. 2001, Reithinger et al. 2003). Porém, na região estudada a relação de cerca de 0,5 cães por habitante foi maior do que as recentemente encontradas em outras regiões. Ortega-Pacheco e colaboradores (2007) e Kitale e colaboradores (2001) encontraram no máximo 0,2 cães por habitante em comunidades rurais no México e no Kenya, respectivamente, enquanto Butler e Bingham (2000) registraram uma relação de no máximo 0,27 cães por habitante em comunidades rurais no Zimbábue. O único trabalho que registrou uma relação mais semelhante a que encontramos (0,66 cães por habitante) foi realizado em Isoso, Bolívia (Fiorello et al. 2006). Estes autores calcularam 3,8 cães por residência, e na Amazônia brasileira, Whiteman e colaboradores (2008) encontraram em média três cães por residência, enquanto nosso estudo encontrou em média dois cães por residência. Estes dados revelam que na região estudada a relação de cães por habitante é alta comparada com outras comunidades rurais.

Além da alta densidade na matriz modificada, os cães domésticos adentram as matas remanescentes freqüentemente na paisagem estudada. Os cães domésticos não só foram registrados em uma porcentagem alta dos remanescentes estudados (71%), como o número de registros foi maior do que o de sete das 11 espécies nativas que ocorrem na região. Segundo Mack e colaboradores (2000), espécies invasoras são aquelas que se estabelecem em uma nova área de ocorrência onde proliferam e se distribuem. Neste sentido, o cão doméstico pode ser considerado uma espécie invasora das matas nativas em Tapiraí/Piedade, uma vez que a população residente se distribui por grande parte dos remanescentes, onde os cães são encontrados em maior freqüência do que a maioria das espécies nativas da região.

Apesar de poucos estudos terem quantificado a relação entre registros de cães domésticos e de espécies nativas, os dados disponíveis na literatura, todos provenientes de áreas de Mata Atlântica, revelam a alarmante dimensão da invasão do cão doméstico em florestas tropicais. Torres (2008) estudou remanescentes de Mata Atlântica em dois contextos: fragmentos (menos de 80 ha) em uma região rural do nordeste do Estado de São Paulo, e no Parque Estadual da Cantareira (7.916 ha), que faz limite com áreas urbanas da região metropolitana da capital deste mesmo estado. Além do cão doméstico, encontrou no total cinco espécies nativas de mamíferos de maior porte na primeira área e seis na segunda área, sendo que em ambas as áreas o cão doméstico foi a segunda espécie com o maior número de registros (Torres 2008). Já o estudo de Srbek-Araujo e Chiarello (2008) foi realizado na Estação Biológica de Santa Lúcia (440 ha), uma reserva de Mata Atlântica localizada em uma região rural no Estado do Espírito Santo, e encontrou, além do cão doméstico, 21 espécies nativas de mamíferos, sendo que o cão doméstico foi a quarta espécie mais registrada. Esta aproximação de cães com os animais silvestres em um ambiente caracterizado pela perda e fragmentação do habitat original reúnem as condições ideais para a transmissão e o estabelecimento de doenças (Whiteman et al. 2007). Além disso, a freqüência de ocorrência do cão doméstico foi um dos fatores mais freqüentemente relacionados ao declínio de espécies nativas de mamíferos de médio porte na região estudada (Capítulo 4).

A comunidade de mamíferos terrestres de maior porte na região de Tapiraí/Piedade é bastante simplificada, uma vez que não houve o registro de parte das espécies de

ocorrência esperada (Capítulo 3) e sete das 11 espécies nativas foram responsáveis por apenas 5% dos registros. Esta simplificação da comunidade nativa pode ser um dos fatores que favorecem a invasão do cão doméstico. Padrões de invasões encontrados em reconstruções paleobiológicas sugerem que quanto menor o número de espécies, mais susceptíveis são as comunidades às invasões (Lodge 1993). Além da simplificação da comunidade, nossos resultados indicam que a variação na ocorrência de cães domésticos entre os remanescentes está relacionada ao esforço amostral e a quantidade de cães domésticos no entorno. Desta forma, uma vez controlada a influência do esforço amostral, a probabilidade de que o cão doméstico ocorra nos remanescentes é maior à medida que aumenta a quantidade de cães no entorno. Apesar de esperada, esta relação não havia sido testada anteriormente e reforça a importância do controle populacional de cães mantidos pela população humana local como forma fundamental de manejo para diminuir a chance de entrada desta espécie exótica dentro dos remanescentes nativos.

No entanto, a quantidade de cães no entorno não foi o fator que melhor explicou a variação na frequência de ocorrência da espécie nos remanescentes da região estudada. Da mesma forma, Torres (2008) não encontrou diferença na frequência de ocorrência de cães entre três áreas dentro de um mesmo parque urbano que diferiam quanto ao tamanho populacional de cães no entorno. Estes resultados sugerem que o comportamento de entrar em um fragmento florestal pode diferir entre os cães domésticos. Estas diferenças comportamentais podem se dever a diversos fatores. Alguns donos incentivam a entrada de seus cães nos remanescentes ao utilizá-los para a caça, um hábito presente em parte dos residentes da região estudada bem como de outras regiões rurais, como no *chaco* boliviano (Noss e Cuellar 2001, Fiorello et al. 2006) e na Amazônia (Whiteman et al. 2007). Além disso, parte dos donos de cães pode não disponibilizar alimento suficiente o que leva os cães a procurar por recursos nos remanescentes (Butler e du Toit 2002). Rubin e Beck (1982) levantaram ainda outros fatores que contribuem para as diferenças comportamentais entre cães urbanos, como o tempo em que os cães ficam presos, sendo que quanto maior menor a área percorrida quando soltos, e o tamanho dos cães, sendo que cães menores realizam excursões menores do que cães de maior porte.

Entretanto, nossos resultados indicam que além da importância do tipo de manejo e de variações comportamentais, a estrutura da paisagem também exerce uma influência

importante sobre a frequência de uso de remanescentes nativos por cães domésticos. A variação na frequência de ocorrência dos cães domésticos nos remanescente em Tapiraí/Piedade foi mais bem explicada pela quantidade de mata no entorno, de forma que cães são mais frequentes nos remanescentes localizados em contextos com menor quantidade de mata. Dois fatores podem estar associados a este resultado: o fato das áreas ao redor dos remanescentes serem principalmente constituídas por ambientes abertos na paisagem em questão, o que pode favorecer o deslocamento dos cães, e a maior proporção de bordas em relação ao total de mata que se observa quanto menor a quantidade de mata disponível.

Uma vez que na paisagem estudada a mata é substituída por ambientes antropogênicos abertos como pastagens ou lavouras anuais, é possível que o deslocamento dos cães até um fragmento florestal seja facilitado em contextos com pouca mata. De fato, a dispersão de cães em regiões de vegetação aberta não é feita preferencialmente através de estruturas lineares como as estradas (May e Norton 1996), o que pode também explicar o fato de a extensão de estradas, apesar de correlacionada a quantidade de mata, não ter sido selecionada como um bom descritor da frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes. Por outro lado, contextos com menor quantidade de mata poderiam levar a uma concentração de cães, já que há menos mata disponível, mas não necessariamente menos cães, dada a associação destes com a população humana do entorno. Além disso, a menor área de mata eleva a proporção de áreas de borda com os ambientes antropogênicos do entorno (May e Norton 1996, Fahrig 2003). De fato, a entrada de cães domésticos nos remanescentes tem sido frequentemente caracterizada como um efeito de borda. Diversos estudos observaram que cães domésticos se concentram na borda das matas, e que sua ocorrência diminui conforme o aumento da distância da borda em direção ao centro do remanescente (Revilla et al. 2001, Butler e Du Toit 2002, Lacerda 2002, Srбек-Araujo e Chiarello 2008, Torres 2008). No mesmo sentido, a revisão de May e Norton (1996) para dingos na Austrália indica que a incidência de predação por esta espécie exótica é maior na borda do que no interior desses habitats.

CONCLUSÕES

Nosso trabalho e outros disponíveis na literatura, que demonstram a alta proporção de cães em relação às espécies nativas dentro de remanescentes, trazem um alerta sobre a necessidade de se considerar o cão doméstico como um fator importante para deterioração da biodiversidade em paisagens de matas tropicais fragmentadas, em especial a Mata Atlântica. É importante ressaltar que nosso trabalho foi realizado em uma região rural que ainda retém 49% de mata remanescente, porcentagem alta se comparada a maioria das áreas tropicais fora de unidades de conservação (Ribeiro et al. no prelo). Nesta região, não só o cão doméstico foi a quinta espécie mais registrada dentro das matas, como a sua frequência de ocorrência foi um dos fatores mais frequentemente relacionados ao declínio de espécies nativas de mamíferos de médio porte (Capítulo 4).

Uma vez que o aumento da quantidade de cães no entorno foi o fator que melhor explicou o aumento da probabilidade de ocorrência de cães dentro dos remanescentes, o controle populacional de cães mantidos pela população humana deveria ser a principal medida para evitar a invasão em regiões rurais e, principalmente, no entorno de unidades de conservação. Por outro lado, nossos dados apontam que estratégias que foquem a estrutura da paisagem também podem auxiliar na redução dos impactos dos cães domésticos. A manutenção de fragmentos de maior porte e de regiões com maiores proporções de mata remanescentes oferecem uma maior proteção às espécies nativas contra o contato com cães domésticos, uma vez que estes parecem se deslocar com maior dificuldade em regiões de maior quantidade de mata e se mantêm principalmente na borda dos remanescentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baillie J.E.M., Hilton-Taylor C., Stuart S.N. (Eds). 2004. IUCN Red List of Threatened Species, A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- Barrett T. 1999. Morbillivirus infections, with special emphasis on morbilliviruses of carnivores. *Veterinary Microbiology* 69: 3-13.
- Brooks R. 1990. Survey of the dog population of Zimbabwe and its level of rabies vaccination. *Veterinary Research* 127: 592-596.
- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information - theoretic approach. Springer, New York.
- Butler J.R.A., Birgham J. 2000. Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimbabwean communal lands. *The Veterinary Record* 147: 442-446.
- Butler J.R.A., du Toit J.T. 2002. Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation* 5: 29-37.

- Butler J.R.A., du Toit J.T., Bingham J. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biological Conservation* 115: 369–378.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B., Crawshaw Jr. P.G., Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Cleaveland S., Appel M.G.J., Chalmes W.S.K., Chillingworth C., Kaare M., Dye C. 2000. Serological and demographic evidence for domestic dog as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology* 72: 217-227.
- Crawley M.J. 2002. *Statistical Computing – An Introduction to Data Analysis Using S-Plus*. Wiley, New York City, New York.
- Cuellar E., Maffei L., Arispe R., Noss A. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41 (3): 169–177.
- Dale V.H., O'Neill R.V., Southworth F., Pedlowski M. 1994. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonian settlement of Rondonia. *Conservation Biology* 8: 196–206.
- Daniels T.J., Bekoff M. 1989. Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. *Journal of Mammalogy* 70 (4): 754-762.
- Deem S.L., Emmons L.H. 2005. Exposure of free ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) to infectious and parasitic disease agents in the Noël Kempff Mercado National Park Bolivia. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36 (2): 192-197.
- DeWalt S.J., Maliakal S.K., Denslow J.S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139–151.
- Di Bitetti M.S., Paviolo A., De Ângelo C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153–163.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34 (1): 487-515.
- Fiorello C.V., Noss A.J., Deem S.L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20 (3): 762-771.
- Frölich K., Czapalla O., Haas L., Hentschke J., Dedek J., Fickel J. 2000. Epizootiological investigation of canine distemper virus in free-ranging carnivores from Germany. *Veterinary Microbiology* 74: 283-292.
- Galetti M., Sazima I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Natureza e Conservação* 4 (1): 146-151.
- Gómez H., Wallace R.C., Ayala G., Tejada R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (2): 91-95.
- Hubbell S.P., Foster R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. *In*: Crawley M.J. (Eds). *Plant Ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- IBGE. 2008. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php. Acessado em setembro de 2008.
- Kennedy S., Kuiken T., Jepson P.D., Deaville R., Forsyth M., Barrett T., van de Bildt M.W.G., Osterhaus A.D.M.E., Eybatov T., Duck C., Kydyrmanov A., Mitrofanov I., Wilson S. 2000. Mass die-off of Caspian seals caused by Canine distemper virus. *Emerging Infectious Diseases* 6: 637-639.
- Kitala P., McDermott J., Kyule M., Gathuma J., Perry B., Wandeler A. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machacos District, Kenya. *Acta Tropica* 78: 217-230.

- Lacerda A.C.R. 2002. Análise da ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.
- Laurance W.F., Albernaz A.K.M., Schroth G., Fearnside P.M., Bergen S., Venticinque E.M., Da Costa C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29 (5-6): 737-748.
- Lodge D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8 (4):133-137.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M., Bazzaz F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10 (3): 689-710.
- Maffei L., Noss A.J., Cuéllar E., Rumiz D.I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behavior in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 349–353.
- Malcolm J.R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. *In*: Lowman M.D., Nadkarni N.M. (Eds). *Forest canopies*. Academic Press, San Diego.
- Malcolm J. R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-2445.
- Malcolm J.R., Ray J.C. 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology* 14: 1623-1638.
- May S.A., Norton T.W. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australia forest ecosystems. *Wildlife Research* 23: 387-400.
- Noss A.J., Cuellar R.L. 2001. Community attitudes towards wildlife management in the Bolivian Chaco. *Oryx* 35: 292–300.
- Odell F.A., Knight R.L. 2001. Songbird and medium-sized mammals communities associated with exurban development in Pitkin Couty, Colorado. *Conservation Biology* 15 (4): 1143-1150.
- Oliveira V.B., Linares A.M., Corrêa G.L.C., Chiarello A.G. 2008. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates:Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora:Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 376-378.
- Oliveira-Filho A.T., Fontes M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.
- Ortega-Pacheco A., Rodriguez-Buenfil J.C., Bolio-Gonzales M.E., Sauri-Arcco C.H., Jiménez-Coelho M., Forsberg C.L. 2007. A survey of dog populations in urban and rural areas of Yucatan, Mexico. *Anthrozoos* 20 (3): 261-274.
- Packer C., Altizer S., Appel M., Brown E., Martrenson J., O'Brien S.J., Roelke-Parker M., Hofmann-Lehmann R., Lutz H. 1999. Viruses of the Serengeti: patterns of infection and mortality in African lions. *Journal of Animal Ecology* 68: 1161-1178.
- Pal S.K., Gosh B., Roy S. 1998. Dispersal behavior of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in relation to age, sex, season and dispersal distance. *Applied Animal Behavior Science* 61: 123-132.
- Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D. 2000. Costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50 (1): 53-65.
- Pullin A.S. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University press, New York.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reithinger R., Espinoza J.C., Llanos-Cuentas A., Davies C.R. 2003. Domestic dog ownership: a risk factor for human infection with *Leishmania (Viannia)* species. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 97: 141-145.

- Revilla E., Palomero F., Delibes M. 2001. Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserve conservation: Eurasian badgers in Doñana National Park. *Conservation Biology* 15: 148-158.
- Ribeiro M.C., Metzger J.P., Ponzoni F., Matersen A.C., Hirota M. No prelo. Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how the remaining Forest is distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*
- Rodríguez J.P. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia* 26 (10): 479-483.
- Roelke-Parker M.E., Munson L., Packer C., Kock R., Cleaveland S., Carpenter M., O'Brien S.J., Pospischil A., Hoffman- Lehmann R., Lutz H. 1996. A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature* 379: 441-445.
- Rubin H.D., Beck A.M. 1982. Ecological behavior of free-ranging urban pet dogs. *Applied Animal Ethology* 8: 161-168.
- Soares B., Alencar A., Nepstad D., Cerqueira G., Diaz M.D.V., Rivero S., Solorzano L., Voll E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarem-Cuiaba corridor. *Global Change Biology* 10 (5): 745-764.
- Srbek-Araujo A.C., Chiarello A.G. 2008. Domestic dog 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 (4): 631-637.
- ter Braak C.J.F., Smilauer P. 1998. CANOCO for windows version 4.0. Center for biometry Wageningen CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands.
- Timo T.P. de C. 2003. Influência da fragmentação e matriz sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma floresta de terra firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas, Manaus, AM, Brasil.
- Torres P.C. 2008. Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em fragmentos de Mata Atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana no entorno. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Van de Bildt M.W.G., Kuiken T., Visee A.M., Lema S., Fitzjohn T.R., Osterhaus A.D.M.E. 2002. Distemper outbreak and its effect on African wild dog conservation. *Emerging Infectious Diseases* 8 (2): 211-213.
- Vernes K., Dennis A. 2001. Mammalian diet and broad hunting strategy of the dingo (*Canis familiaris dingo*) in the wet tropical rain forests of northeastern Australia. *Biotropica* 33 (92): 339-345.
- Vitousek P.M., Money H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science* 277: 494-499.
- Wandeler A.I., Matter H.C., Kappeler A. Budde A. 1993. The ecology of canine rabies: a selective review. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 12: 51-71.
- White E.M., Wilson J.C., Clarke A.R. 2006. Biotic indirect effects: a neglected concept in invasion biology. *Biodiversity Research* 12: 443-455.
- Whiteman C.W., Matushima E.R., Confalonieri U.E.C., Palha M.D.C., da Silva A.S.L., Monteiro V.C. 2007. Human and domestic animal population as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.
- Whiteman C.W., Palha M.D.C., Matushima E.R., da Silva A.S.L., Monteiro V.C. 2008. Interface between domestic and wild carnivores in an environmental protection area in the Brazilian Amazon: indicators and applications for conservation. *Natureza e Conservação* 6 (1): 56-64.

Tabela 1. Código e variáveis explicativas contidas em cada um dos 12 modelos comparados para a descrição da variação na ocorrência e na frequência de ocorrência de cães domésticos dentro dos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

n.	Código	Variáveis explicativas
1	esforço	Esforço
2	v	Esforço + Qualidade da vegetação
3	e	Esforço + Extensão de estradas
4	c	Esforço + Número de cães domésticos no entorno
5	m	Esforço + Quantidade de mata
6	ve	Esforço + Qualidade da vegetação + Extensão de estradas
7	vc	Esforço + Qualidade da vegetação + Número de cães domésticos no entorno
8	vm	Esforço + Qualidade da vegetação. + Quantidade de mata
9	vec	Esforço + Qualidade da vegetação + Extensão de estradas + Número de cães domésticos no entorno
10	vecm	Esforço + Qualidade da vegetação + Extensão de estradas + Número de cães domésticos no entorno + Quantidade de mata
11	ec	Esforço + Extensão de estradas + Número de cães domésticos no entorno
12	ecm	Esforço + Extensão de estradas + Número de cães domésticos no entorno + Quantidade de mata

Tabela 2. Coeficientes de correlações de Pearson (r) entre as variáveis independentes quantidade de matas remanescentes (mata), extensão de estradas (estradas), qualidade da vegetação (vegetação – PCA 1 da estratificação da folhagem), e número de cães domésticos no entorno (cão) para os 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

	Vegetação	Estradas	Cão
Mata	-0,28	-0,53	-0,48
Vegetação		0,042	-0,11
Estrada			0,33

Tabela 3. Resultado da seleção de modelos que descrevem a variação da frequência de ocorrência de cães domésticos dentro dos 24 remanescentes amostrados em Tapiraí/ Piedade, SP. Os modelos estão ordenados a partir do mais plausível (do menor para o maior valor de AICc). O modelo selecionado ($\Delta AICc < 2$) encontra-se em destaque. Para cada modelo, foram informados o número de parâmetros (K), o peso de evidência (w_i), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo ($\Delta AICc$), e o sinal do coeficiente de cada variável. Os códigos das variáveis seguem a tabela 1.

Modelo	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i	Coeficientes				
					esforço	v	e	c	m
m	4	101,2	0,0	0,5585	-				-
vm	5	103,9	2,7	0,1421	-	+			-
e	4	104,3	3,1	0,1191	-		+		
ecm	6	106,1	4,9	0,0473	-		+		
ve	5	106,3	5,1	0,0432	-	+	+	-	-
ec	5	107,5	6,3	0,0238	-		+	+	
esforço	3	107,8	6,6	0,0203	-				
v	4	108,1	6,9	0,0177	-	+			
vec	6	109,8	8,6	0,0076	-	+	+	+	
vecm	7	109,9	8,7	0,0071	-	+	+	-	-
c	4	110,0	8,8	0,0070	-			+	
vc	5	110,1	9,0	0,0064	-	+		+	

Tabela 4. Resultado da seleção de modelos que descrevem a variação da ocorrência de cães domésticos dentro dos 24 remanescentes amostrados em Tapiraí/ Piedade, SP. Os modelos estão ordenados a partir do mais plausível (do menor para o maior valor de AICc). O modelo selecionado ($\Delta AICc < 2$) encontra-se em destaque. Para cada modelo, foram informados o número de parâmetros (K), o peso de evidência (w_i), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo ($\Delta AICc$), e o sinal do coeficiente de cada variável. Os códigos das variáveis seguem a tabela 1.

Modelo	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i	Coeficientes				
					esforço	v	e	c	m
c	3	32,1	0,0	0,3506	-			+	
esforço	2	33,5	1,4	0,1755	+				
ec	4	34,3	2,2	0,1181	+		-	+	
vc	4	34,6	2,5	0,1025	+	+		+	
v	3	35,6	3,5	0,0606	+	+			
m	3	35,7	3,6	0,0579	+				-
e	3	36,1	4,0	0,0476	+		+		
vec	5	37,1	5,0	0,0286	+	+	-	+	
ecm	5	37,5	5,4	0,0235	+		-	+	+
vm	4	38,3	6,2	0,0157	+	+			-
ve	4	38,5	6,4	0,0142	-	-	-		
vecm	6	40,6	8,5	0,0051	+	+	-	+	+

Figura 1. a) Mapa do estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição atual dos remanescentes de Mata Atlântica (cinza) e localização da região de Tapiraí/Piedade (retângulo), e b) localização das sedes de propriedades em um raio de 800 m (círculos) ao redor dos 24 sítios de amostragem (cruzes). O gradiente de cor dos pontos mostra o número de cães domésticos residentes por propriedade. As manchas cinza claro representam floresta em estágio intermediário a avançado de regeneração; e ao traçados em preto, as estradas (mais escuro- asfalto, mais claro- terra).

Figura 2. Biplot do primeiro e segundo eixos da análise de componentes principais com a densidade de folhagem em diferentes estratos da vegetação para os 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

Figura 3. Relação do número de cães residentes em função do número de pessoas residentes na área de 800 m de raio no entorno dos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

Capítulo 4

Distribuição de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: revelando os efeitos da qualidade e quantidade de remanescentes, distância a estrada, densidade da população humana e entrada de cães domésticos

Distribuição de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: revelando os efeitos da qualidade e quantidade de remanescentes, distância a estrada, densidade da população humana e entrada de cães domésticos

ABSTRACT

The traditional approach to predict the consequences of habitat loss and fragmentation, considered the main threats to biodiversity, has been to evaluate specie-area relationships. However, the synergy between habitat loss and fragmentation and other anthropogenic disturbances present in the matrix of altered environments amplify the impacts on biodiversity. Thus, the use of reductionist approaches that ignore the interactions of multiple causal factors may attribute the effects to the wrong factors. Despite their ecological importance, degree of threat, and exposure to impacts that comes from the matrix of disturbed environments due to their high vagility, few studies focused on the response of large mammals to the multiple factors associated to human activities in fragmented landscapes. Through standardized surveys at 24 forest remnants and the selection of regression models, we evaluated the factors that determine large mammal presence and frequency of occurrence in an Atlantic Forest fragmented landscape. We considered five factors that, following the literature, impact these animals - amount of forest and number of residents in the surroundings, distance from paved road, frequency of occurrence of domestic dogs and vegetation quality – and compared 16 models taking into account the relationship that can be inferred between them by the way expansion of human activities usually happens in neotropical forests. The large mammal community we found is simplified and characterized by medium-sized and generalist species, which can lead to ecological cascade effects, compromising other species, the maintenance of diversity and forest regeneration. In spite of the large variation in the responses to the analyzed factors among species, our results demonstrated that other factors related to human activities and rarely considered in studies on mammal fauna, such as distance to paved roads and frequency of occurrence of domestic dog, were more important than habitat availability for determining species distribution. Our results suggests that large mammal community can be

threatened and simplified even in landscapes with relatively high proportion of remnant forest such the one we studied and that the success of restoration strategies for these landscapes depends on the consideration of the impacts caused by paved roads and invasive species.

RESUMO

A abordagem tradicional para prever as conseqüências da perda e fragmentação do habitat, consideradas as principais ameaças à biodiversidade, tem sido avaliar a relação espécie-área. No entanto, a sinergia entre perda e fragmentação do habitat e outros distúrbios antropogênicos presentes na matriz de ambientes alterados amplifica os impactos sobre a biodiversidade. Conseqüentemente, o uso de abordagens reducionistas que ignoram as interações de fatores causais múltiplos pode atribuir os efeitos aos fatores errados. Apesar de sua importância ecológica, grau de ameaça e exposição aos impactos advindos da matriz de ambientes alterados dada a alta vagilidade, poucos estudos enfocaram a resposta de mamíferos de maior porte aos múltiplos fatores associados às atividades humanas em paisagens fragmentadas. Através de amostragens padronizadas em 24 remanescentes florestais e da seleção de modelos de regressão, avaliamos os fatores que condicionam a presença e a frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Consideramos cinco fatores que a literatura indica que exercem impacto sobre estes animais - quantidade de mata e número de residentes no entorno dos remanescentes, distância à estrada de asfalto, frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, e qualidade da vegetação dos remanescentes - e comparamos 16 modelos, levando em conta a relação que pode ser inferida entre os fatores estudados pela forma como se dá a expansão das atividades humanas em florestas neotropicais. A comunidade de mamíferos de maior porte encontrada é simplificada e caracterizada por espécies de médio porte e generalistas, o que pode levar a efeitos ecológicos em cascata, comprometendo outras espécies, a manutenção da diversidade e a regeneração florestal. Apesar da ampla variação na resposta aos fatores avaliados entre as espécies, nossos resultados demonstram que outros fatores relacionados às atividades humanas e raramente considerados em estudos sobre a fauna de mamíferos, como a distância a estradas de asfalto e a frequência de ocorrência de cães domésticos, foram mais

importantes do que a disponibilidade de habitat na determinação da distribuição das espécies. Os resultados sugerem que a comunidade de mamíferos de maior porte pode estar ameaçada e simplificada mesmo em paisagens com porcentagens relativamente altas de matas remanescentes como a estudada e que o sucesso de estratégias de restauração destas paisagens depende da consideração dos impactos causados por rodovias e espécies invasoras.

INTRODUÇÃO

Através da redução de recursos e da variedade de ambientes, a perda e a fragmentação de habitats levam à redução das populações, que se tornam mais vulneráveis a extinção e, conseqüentemente, à diminuição do número de espécies (Wilcox e Murphy 1985, Andrén 1994, Fahrig 2003), sendo atualmente consideradas a maior ameaça a biodiversidade global (Baillie 2004, Foley et al. 2005). Para prever as conseqüências da perda e fragmentação do habitat sobre a diversidade de espécies e sobre as taxas de extinção, a abordagem tradicional tem sido avaliar a relação espécie-área, considerando os remanescentes florestais como ilhas em uma matriz inóspita ou uniforme (Kupfer 2006, Fisher e Lindenmayer 2007).

No entanto, as condições que fazem da matriz um ambiente heterogêneo em paisagens modificadas são de fundamental importância para a determinação dos padrões de biodiversidade, uma vez que resultam de uma ampla variedade de processos dinâmicos e interativos no tempo e espaço (Fisher e Lindenmayer 2007, Gardner et al. em preparação). Neste sentido, a relação sinérgica entre perda e fragmentação do habitat e distúrbios antrópicos presentes na matriz de ambientes alterados, amplifica os impactos da fragmentação (Ewers e Didhan 2006). De fato, ao considerar interações sinérgicas de fatores causais múltiplos as estimativas de risco de extinção para a maioria das espécies são mais severas do que o previsto considerando apenas a perda de habitat (Brashares et al. 2001, Brook et al. 2008). Vários estudos ilustram esta interdependência entre fatores que ameaçam a biodiversidade em conjunto, como a sinergia entre fragmentação e caça (Peres 2001, Bonaudo et al. 2005), fogo (Cochrane 2001), e efeitos de borda (Ewers e Didhan 2006). Assim, o uso de abordagens reducionistas que levam em consideração apenas um fator de risco, como a perda de habitat, ignorando outros efeitos antropogênicos correlacionados, pode levar a atribuir os efeitos aos fatores errados ou falhar no entendimento mais completo de situações onde fatores distintos são dependentes ou fortemente correlacionados (Laurance e Cochrane 2001, Brook et al. 2008, Gardner et al. em preparação).

Os múltiplos fatores associados ao processo de fragmentação e ocupação humana exercem efeitos distintos sobre as espécies provavelmente em função da variação em atributos ecológicos, tais como área de vida, territorialidade, capacidade de dispersão, e

tolerância aos distúrbios (Henle et al. 2004). Neste sentido, a preocupação com os efeitos da fragmentação de habitats nas comunidades biológicas é ainda mais urgente com relação aos mamíferos de maior porte, que necessitam de áreas de vida comparativamente maiores, apresentam alta vagilidade e conseqüentemente alta exposição às condições da matriz do entorno, possuem densidades populacionais baixas, e são constantemente perseguidos por humanos (Terborg e Winter 1980, Noss et al. 1996).

De fato, vários estudos têm demonstrado a relação da diversidade da comunidade de mamíferos de maior porte com a quantidade de mata remanescente, sendo que os remanescentes florestais, principalmente os de tamanho reduzido, apresentam menor riqueza de espécies em comparação a matas contínuas ou grandes remanescentes, e as espécies perdidas são as de maior porte e alvo de caça e perseguição (Newmark 1996, Chiarello 1999, Wright et al. 2000, Terborgh et al. 2001, Crooks 2002, Michalski e Peres 2007). Entretanto, outros fatores associados a matriz do entorno devem amplificar os efeitos da perda de habitat. Seja porque os mamíferos de maior porte deslocam-se freqüentemente entre manchas de habitat em paisagens fragmentadas, aumentando a chance de serem mortos, por caça, perseguição ou por veículos em estradas (Mazzolli 2002, Naughton-Treves et al. 2003, Pérez e Pacheco 2006), ou porque a matriz de ambientes alteradas abriga mamíferos exóticos criados pelo homem que podem invadir os remanescentes (Vitousek et al. 1997, Pimentel et al. 2000).

A pressão seletiva da caça influencia a extinção local das espécies alvo, atuando de maneira sinérgica à fragmentação na extinção local das populações em paisagens dominadas pelo homem (Peres 2001) e está relacionada ao aumento no adensamento humano ao redor de manchas de habitat preservado (Brashares 2001, Rao et al. 2005). A prática da caça leva a mudanças na composição das comunidades de mamíferos de maior porte por meio da redução da diversidade, abundância e biomassa total (Carrillo et al. 2000, Cullen Jr. et al. 2000, Lopes e Ferrari 2000, Naughton-Treves et al. 2003, Corlett 2007). Já as estradas e o tráfego de veículos potencialmente afetam a permanência de populações de mamíferos e outros animais devido a alterações no habitat (barulho, luzes, poluição), aumento da mortalidade por atropelamentos, e redução do movimento das espécies (Forman e Alexander 1998, Alexander et al. 2005, Jaeger et al. 2005, Ramp et al. 2005, Coffin 2007, Smith-Patten e Patten 2008). Dada a alta freqüência com que entram em

remanescentes florestais (Torres 2008, Srbek-Araujo e Chiarello 2008, Capítulo 3), cães domésticos (*Canis lupus familiaris*) representam mais uma ameaça vinda da matriz de ambientes alterados do entorno aos mamíferos de maior porte, seja através da predação ou competição (May e Norton 1996, Butler e du Toit 2002, Galetti e Sazima 2006, Campos et al. 2007, Oliveira et al. 2008), ou a transmissão de doenças infecciosas como a raiva, a cinomose canina e a parvovirose (Frölich et al. 2000, Deem e Emmons 2005, Fiorello 2006, Whiteman et al. 2007). Além dos fatores que se originam no entorno dos remanescentes, diferenças na qualidade do habitat, dadas por modificações na estrutura florestal, também exercem influência sobre a riqueza, composição e abundância de mamíferos em geral (DeWalt 2003, Grelle 2003, Pardini 2004, Pardini et al. 2005) e mamíferos de maior porte em particular (Less e Peres 2008, Ojeda et al. 2008).

Por sua vez, a perda de mamíferos de maior porte pode levar a profundas consequências na composição e em aspectos funcionais das florestas através dos efeitos ecológicos em cascata (Redford 1992), seja pelo papel que exercem como predadores de topo (Fonseca e Robinson 1990, Palomares et al. 1995, Crooks e Soulé 1999, Terborgh et al. 2001) ou como dispersores e/ou predadores de sementes ou plântulas (Dirzo e Miranda 1990, Wright et al. 2000, DeMatia et al. 2004, Wang et al. 2007). Apesar da importância ecológica dos mamíferos de maior porte e de sua sensibilidade a fatores múltiplos e inter-relacionados, grande parte dos estudos realizados até o momento verificam a resposta destas espécies a apenas um fator e/ou os efeitos sobre a diversidade da assembléia como um todo, havendo poucos estudos que consideram a influencia de fatores múltiplos e que comparam a resposta individual de diferentes espécies (e.g. Michalski e Peres 2005, 2007, Laurance et al. 2008, Markovchick-Nichols et al. 2008).

Neste trabalho, através de amostragens padronizadas em 24 remanescentes florestais, investigamos quais são os fatores mais importantes na determinação da presença e a frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Escolhemos cinco variáveis para representar fatores que, segundo a literatura, exercem influência sobre estes animais: a quantidade de mata e número de residentes no entorno dos remanescentes, a distância à estrada de asfalto, a frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, e a qualidade da vegetação dos remanescentes. Para investigar a importância destes fatores, construímos e comparamos

quanto a plausibilidade, segundo o critério de informação AIC (The Akaike Information Criterion), 16 modelos. Estes incluem um modelo que contém apenas o esforço amostral realizado nos 24 remanescentes e os demais, além do esforço amostral, incluem combinações dos cinco fatores analisados levando em conta a relação entre eles, que pode ser inferida pela forma como usualmente se dá a expansão das atividades humanas em florestas neotropicais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma paisagem fragmentada de 10.000 ha que compreende parte das áreas rurais dos municípios de Tapiraí e Piedade, uma região de Mata Atlântica do Planalto Paulista, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). A temperatura média anual é de 18,9°C (com máxima média de 24,9°C e mínima média de 12,9°C) e a precipitação média anual é de 1807,7 mm (www.cpa.unicamp.br). A altitude varia de 800 a 880 m acima do nível do mar (www.cpa.unicamp.br) e a vegetação da região é classificada como “Floresta Atlântica Baixo Montana” (Oliveira-Filho e Fontes 2000).

A paisagem estudada retém 49% de florestas remanescentes em estádios médio a avançado de regeneração (Figura 1), circundadas principalmente por áreas abertas, como pastagens (24%) e áreas de agricultura (13 %), áreas de plantações homogêneas de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (5%) e vegetação nativa em estádios iniciais (arbustivos) (3%). A região sudeste da paisagem concentra uma maior quantidade de matas (Figura 1), e está conectada ao contínuo de matas da Serra do Mar. A paisagem apresenta diversas estradas de terra, porém é atravessada por uma única estrada asfaltada, a Rodovia Padre Guilherme Hovel (SP 79), que no trecho em que cruza a paisagem possui mão dupla e pista simples, com velocidade máxima permitida de 80 km/h.

O município de Tapiraí ocupa uma área de 755 km² e possui 7953 habitantes (contagem IBGE de 2007), que apresentam renda média mensal de R\$ 487,77 (IBGE 2008). Em sua área rural, o município engloba 2024 ha de pastagens, 922 ha de lavouras e 6654 ha de matas. Os principais rebanhos são de aves, coelhos, suínos e bovinos, e as principais plantações de milho, banana, e batata doce (IBGE 2008). O município de Piedade, com 746 km², abriga 48.430 habitantes (contagem IBGE de 2007), que apresentam renda média

mensal de R\$ 575,72. Pastagens ocupam 7.438 ha da área rural, onde a maioria dos animais criados são bovinos, aves, suínos e ovinos, a agricultura ocupa 9345 ha, sendo os principais produtos plantados milho, feijão e cebola (IBGE 2008), e as áreas de mata ocupam 8843 ha.

Delineamento amostral

Nesta paisagem, foram alocados 24 sítios de amostragem todos eles em remanescentes de floresta nativa em estágio médio a avançado de regeneração, a partir de mapa temático obtido através de imagem de satélite SPOT do ano de 2005 com resolução de 10 m (Figura 1). A escolha dos sítios foi feita de forma a (1) contemplar a maior variação possível na quantidade de remanescentes (35,5 a 155,2 ha ou 17,7 a 77,2%) na área de 800 m de raio no entorno, e na distância a estrada de asfalto (92,8 a 5.967 m), (2) diminuir a correlação entre estas variáveis, e (3) manter uma distância mínima de 900 m entre os sítios de amostragem, de forma a maximizar a independência espacial.

A definição da escala espacial considerada, i.e. de 800 m ao redor dos sítios de amostragem, baseou-se em Timo (2003), que demonstrou que a distribuição de mamíferos de maior porte entre remanescentes na Amazônia é mais claramente relacionada à estrutura da paisagem na escala de 800 m de raio do que nas escalas de 200 e 400 m.

Mamíferos de maior porte

A presença e a frequência de ocorrência de espécies de mamíferos terrestres de maior porte (acima de 1 kg) de hábitos terrestres e escansoriais foram quantificadas por meio de um protocolo de amostragem padronizado, no qual o mesmo número e arranjo das armadilhas e iscas foram empregados em cada um dos 24 sítios, de forma a amostrar a mesma área pelo mesmo número de dias, independente do tamanho do remanescente.

Em cada sítio, instalamos três armadilhas fotográficas (câmeras de filme equipadas com sensor infravermelho, Trapa-câmera[®]) dispostas em árvores a 20 cm do solo, a 100 m uma da outra (maior distância possível tendo como limite o tamanho do menor fragmento). Instalamos as armadilhas fotográficas fora de trilhas, para evitar que ficassem expostas e sujeitas a roubo, uma vez que os remanescentes pertenciam, em sua maior parte, a pequenos proprietários e muitas vezes não eram cercados.

No período de outubro de 2006 a julho de 2007, deixamos as câmeras acionadas por 40 dias em cada sítio, distribuídos em três campanhas, nas quais 12 sítios foram amostrados simultaneamente por 10 a 15 dias. Entretanto, problemas como roubo e mau funcionamento das câmeras, e o tempo que a câmera ficou inativa entre o término do filme e sua troca, levaram a um esforço de amostragem que variou de 90 a 118 câmeras-dia entre os 24 sítios, totalizando 2670 câmeras-dia para a paisagem como um todo. As câmeras foram iscadas e checadas todos os dias. Em cada sítio, a câmera central recebeu iscas de cheiro voltadas para carnívoros - *Pipi Dog* (www.coveli.com.br) e *Catnip Brasileiro* líquido (www.catnipbrasileiro.com.br) - e as câmeras laterais foram iscadas com banana, milho e sal.

Fotografias sequenciais da mesma espécie geradas pela mesma câmera foram consideradas registros independentes quando tiradas com pelo menos uma hora de intervalo (Gómez et al. 2005, Maffei et al. 2005, Cuellar et al. 2006, Di Bitetti et al. 2006). Para cada sítio, calculamos a frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte, considerando cada espécie individualmente, utilizando a soma do número de registros independentes obtidos nas três câmeras, e a possível consequência da variação no esforço amostral entre sítios foi considerada nas análises.

Para duas duplas de espécies semelhantes do mesmo gênero, cuja identificação no nível de espécie não foi possível em todas as fotografias, os registros foram somados e apresentados para o gênero (gato do mato pequeno - *Leopardus tigrinus* e gato maracajá - *L. wiedii*; veado mateiro - *Mazama americana* e o veado catingueiro - *M. gouazoubira*). Espécies registradas menores do que 1 kg ou de hábitos exclusivamente arborícolas (no caso o esquilo *Guerlinguetus ingrami*, pequenos roedores e marsupiais, e o ouriço *Sphiggurus* sp.), não foram consideradas já que seus registros foram eventuais tendo em vista o método utilizado.

Foi analisada a frequência de ocorrência das espécies que, individualmente, apresentaram mais de 20 registros independentes e ocorreram em pelo menos 10 sítios. A ocorrência foi analisada para as espécies que foram registradas em no mínimo quatro e no máximo em 20 sítios. Desta forma, cinco espécies tiveram suas frequências de ocorrência analisadas: o gambá (*Didelphis aurita*), o tatu galinha (*Dasypus novemcinctus*), o cachorro do mato (*Cerdocyon thous*), a irara (*Eira barbara*), e o quati (*Nasua nasua*). Já as análises

para a ocorrência puderam ser realizadas para: tatu-galinha, cachorro-do-mato, irara, quati, *Mazama* sp., e *Leopardus* sp.

Quantificação das variáveis independentes

A quantidade de matas em estádios médio e avançado de regeneração na área de 800 m de raio no entorno dos sítios de amostragem e a menor distância de cada sítio à estrada de asfalto foram quantificados a partir do mapa temático (Figura 1), utilizando o programa ArcMap 9.2. Em ambos os casos, os cálculos foram realizados considerando a localização da câmera central de cada sítio. Neste capítulo, a variável escolhida como medida do impacto de estradas foi a distância a estrada de asfalto e não a extensão de estradas no entorno dos sítios (de terra e de asfalto), pois nesta paisagem a passagem de veículos nas estradas de terra é esporádica e de baixa velocidade, indicando que a vibração, o barulho, as luzes e a poluição do ar são relativamente baixos. Além disso, a taxa de mortalidade é significativamente maior em estradas de asfalto do que nas de terra (Smith-Patten e Patten 2008). De fato, durante as campanhas de campo foram registrados 18 mamíferos atropelados na estrada de asfalto (oito gambás, seis cachorros domésticos, um preá, um furão e uma lebre), e apenas um animal (ouriço) em estrada de terra, indicando que o impacto destas estradas secundárias é muito menor do que o impacto da estrada de asfalto. Também, verificamos que a distância de cada sítio à estrada de asfalto é correlacionada com a extensão de estradas no entorno dos sítios ($r = -0.41$, $p = 0.04$).

O número de pessoas residentes no entorno dos sítios de amostragem foi obtido a partir da localização em campo de todas as residências dentro de um raio de 800 m ao redor de cada sítio. Os responsáveis foram entrevistados no período entre janeiro e fevereiro de 2007 para obter o número de pessoas residentes.

O registro de cães domésticos nos remanescentes amostrados foi obtido por meio das armadilhas fotográficas, da mesma forma que para as espécies nativas. Utilizamos o número de registros independentes desta espécie dividido pelo esforço amostral realizado em cada sítio (em câmeras-dia).

A qualidade da vegetação foi descrita através de uma medida de densidade e estratificação da folhagem, que são bons indicadores do estágio de regeneração florestal (DeWalt et al. 2003) e do nível de perturbação florestal, como intensidade de efeito de

borda (Malcolm 1994) e corte seletivo (Malcolm e Ray 2000). Esta medida da qualidade da vegetação foi obtida através de uma modificação do método de quantificação da estratificação da folhagem de Hubbell e Foster (1986) descrita por Malcolm (1995). Em cada sítio, duas linhas paralelas de 165 m cada, distantes 20 m uma da outra, foram demarcadas sobrepondo a área de disposição das armadilhas fotográficas. Em cada linha, foram estabelecidos 12 pontos de amostragem, com espaçamento de 15 m, totalizando 24 pontos em cada sítio. Em cada um destes pontos, uma vara de 3 m de comprimento foi usada como mira no estabelecimento de uma coluna vertical imaginária com cerca de 15 cm de diâmetro. Nesta coluna, a altura dos limites inferior e superior das faixas cobertas por folhagem foi estimada (com o uso de um telêmetro para alturas maiores a 10 m). Para cada ponto, foi calculada a metragem preenchida por folhagem em 5 estratos da vegetação (0-1m, 1-5m, 5-10m, 10-15m e > 15m). Para cada sítio, a densidade de folhagem em um determinado estrato foi calculada como a média da metragem ocupada por folhagem naquele estrato entre os 24 pontos. A partir destes dados foi realizada uma análise de componentes principais em matriz de correlação (centrada e estandardizada) no programa CANOCO para Windows, versão 4.0 (ter Braak e Smilauer 1998). Os escores dos sítios no primeiro eixo desta análise foram utilizados como uma variável-síntese da variação na qualidade da vegetação entre os sítios de amostragem.

Análise dos dados

Para investigar a influência das cinco variáveis escolhidas sobre a ocorrência e frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte nos remanescentes, empregamos a abordagem de seleção de modelos. Foram analisados 16 modelos de regressão construídos e comparados utilizando a linguagem R (R Development Core Team 2008). A frequência de ocorrência foi modelada como uma variável binomial negativa (uma vez que é uma variável de contagem que apresenta variância maior do que a de uma Poisson), enquanto a ocorrência (presença/ ausência) foi modelada como uma variável binomial, através de uma regressão logística. Os coeficientes foram estimados como os valores que maximizavam a verossimilhança total do modelo, com o uso de rotinas de otimização numérica. Para todos os modelos, foi usado o logaritmo natural como função de ligação, como é usual em modelos de variáveis binomial negativa e binomial (Crawley 2002).

Os modelos foram comparados por AIC (Critério de Informação de Akaike) seguindo o protocolo proposto por Burnham e Anderson (2002). O AIC é calculado para cada modelo a partir de suas verossimilhanças e do número de parâmetros, sendo que o modelo com o menor valor de AIC é considerado a descrição mais plausível dos dados. A plausibilidade de cada modelo alternativo em relação ao melhor é estimada por diferenças em seus valores de AIC (ΔAIC), sendo que um valor de $\Delta AIC \leq 2$ indica modelos igualmente plausíveis. Nós comparamos o conjunto de modelos candidatos para cada variável dependente por meio de seus ΔAIC , calculados a partir do AICc, a correção do AIC para amostras pequenas (Burnham e Anderson 2002).

Modelos comparados

Uma vez que houve variação do esforço de amostragem entre os sítios, incluímos um modelo que contém somente o esforço amostral como variável independente, o que nos permite verificar se a distribuição ou a frequência de ocorrência das espécies pode ser explicada apenas pela variação do esforço amostral, e incluímos o esforço amostral em todos os demais modelos comparados (Tabela 1). Para investigar a influência dos cinco fatores escolhidos sobre a presença e frequência de ocorrência dos mamíferos de maior porte construímos quatro modelos, onde cada um deles contém, além do esforço amostral, uma das cinco variáveis analisadas (quantidade de mata e número de residentes no entorno dos remanescentes, distância à estrada de asfalto, frequência de ocorrência de cães domésticos e qualidade da vegetação nos remanescentes).

Além dos modelos contendo cada uma das variáveis independentes, contruímos 10 modelos múltiplos, com combinações entre as variáveis independentes que, tendo em vista as correlações entre estas variáveis, levaram em consideração a relação de casualidade entre os fatores estudados, que pode ser estabelecida a partir do que é conhecido sobre a maneira como usualmente ocorre a expansão das atividades humanas e o desmatamento em áreas de floresta no Brasil. Em geral, a construção de estradas, principalmente as asfaltadas, atraem populações humanas para suas margens, as quais passam a explorar novas áreas, levando a um intenso processo de desmatamento e exploração dos recursos naturais (Dale et al. 1994, Laurance et al. 2002, Soares et al. 2004). A redução das áreas de mata e conseqüente aumento das áreas de borda entre matas e ambientes alterados, por sua vez, leva a um

aumento da frequência de ocorrência de cães domésticos no interior dos remanescentes (Capítulo 3). Por outro lado, uma vez que os remanescentes da região de estudo sofrem perturbações como fogo, entrada de gado e corte seletivo, consideramos que a qualidade da vegetação dos sítios de amostragem não deve apresentar uma relação de causalidade com os demais fatores considerados.

Assim sendo, os modelos com duas ou mais variáveis independentes representam as combinações possíveis entre as variáveis “distância a estrada de asfalto”, “quantidade de mata”, “quantidade de pessoas” e “frequência de ocorrência de cães domésticos”, desde que, sempre que um determinado fator for incluído, o fator causal também o seja (por exemplo, a inclusão de frequência de ocorrência de cães, implica na inclusão da quantidade de mata, do número de pessoas e da distância a estrada de asfalto) (Tabela 1). Como a qualidade dos remanescentes não é diretamente relacionada aos demais fatores, construímos modelos contendo as combinações possíveis das outras quatro variáveis que incluíssem ou não a qualidade da vegetação (Tabela 1).

RESULTADOS

Mamíferos de maior porte na paisagem

Considerando o esforço total de 2670 câmeras-dia empreendidos nos 24 sítios, foi obtido um total de 1704 registros independentes pertencentes a 11 espécies nativas de seis ordens distintas (Tabela 2), e três espécies exóticas - cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*), boi (*Bos taurus*) e cavalo (*Equus caballus*). As cinco espécies nativas mais registradas, gambá, cachorro do mato, tatu galinha, irara e quati representam 93,6% dos registros, sendo que o gambá foi responsável por 75% do total de registros (Tabela 2).

As espécies nativas mais registradas em armadilhas fotográficas foram também as espécies mais amplamente distribuídas (Tabela 2). É importante ressaltar que o cachorro doméstico foi a quinta espécie mais registrada, sendo responsável por 3,6% do total de registros, estando presente em 17 dos 24 sítios (Capítulo 3).

Características dos remanescentes

A partir das entrevistas realizadas em todas as residências dentro de um raio de 800 m ao redor de cada sítio (total de 372 residências), levantamos um total de 1303 residentes

fixos (não veranistas) (média, desvio padrão e amplitude entre os sítios = $54,2 \pm 3,5$, 0 - 232) (Figura 1). A quantidade de mata remanescente no entorno dos sítios (em um raio de 800 m que equivale a cerca de 201 ha) variou de 35,5 a 155,2 ha (média e desvio padrão = $81,6 \pm 37,6$), enquanto a distância dos sítios a estrada de asfalto variou de 92,8 a 5.967 m entre os sítios (média e desvio padrão = 2.121 ± 1.676) (Figura 1). A frequência de ocorrência de cães dentro dos remanescentes variou de zero a 0,15 registro por dia por sítio (média e desvio padrão entre os sítios = $0,023 \pm 0,033$).

O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais explicou 43% da variação da densidade de folhagem nos diferentes estratos da vegetação entre os sítios. Este eixo representa um gradiente de diminuição da densidade de folhagem nos estratos mais altos da floresta (mais de 10 m) e aumento da densidade de folhagem no sub-bosque (0 a 10 m) (Figura 2). Assim, este eixo se traduz em um gradiente de matas mais maduras ou menos perturbadas (esquerda do gráfico) a matas mais jovens ou mais perturbadas (direita do gráfico) (Figura 2).

Apesar de termos minimizado a correlação entre as variáveis independentes quando da seleção dos sítios de amostragem, algumas delas ainda apresentam correlação entre si. A quantidade de mata no entorno é correlacionada positivamente com a distância a estrada de asfalto e negativamente com o número de residentes no entorno e com a frequência de ocorrência de cães domésticos dentro dos remanescentes. O número de residentes no entorno também apresenta correlação negativa com a distância a estrada de asfalto (Tabela 3). As correlações entre estas variáveis refletem justamente as relações de casualidade estabelecidas entre elas em consequência da forma como se estabelece a expansão das atividades humanas, como descrito anteriormente.

Seleção de modelos

O modelo selecionado como o mais plausível para descrever a variação na frequência de ocorrência do cachorro do mato foi o que contém somente o esforço amostral com coeficiente positivo como variável explicativa (Tabela 4), o que indica que as variáveis mensuradas neste estudo não contribuem substancialmente para a variação da frequência de ocorrência desta espécie entre os remanescentes estudados. Já a ocorrência desta espécie foi mais bem explicada pelo modelo que contém, além do esforço amostral, a frequência de

ocorrência de cão doméstico (coeficiente negativo), seguido do modelo que contém apenas o esforço amostral (com coeficiente negativo) (Tabela 5). Neste caso, o modelo mais complexo, que indica que a frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes exerce influência negativa sobre a ocorrência do cachorro do mato, independentemente da variação no esforço amostral, é igualmente plausível ao modelo mais simples que considera apenas o esforço amostral.

Para a frequência de ocorrência do quati, dois modelos foram selecionados, em primeiro lugar, o que contém, além do esforço, a frequência de ocorrência do cão doméstico (coeficiente negativo), e em segundo o que contém somente o esforço amostral (coeficiente positivo) (Tabela 4). Mais uma vez, o modelo mais complexo que indica que a frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes exerce influência negativa sobre a frequência de ocorrência de quati, independentemente da variação no esforço amostral, é igualmente plausível ao modelo mais simples que considera apenas o esforço amostral. Além destes mesmos modelos, mais dois modelos foram selecionados no caso da ocorrência do quati, o que contém, além do esforço, a quantidade de mata no entorno (coeficiente positivo) e o que contém, além do esforço, a qualidade da vegetação (coeficiente negativo) (Tabela 5). Desta forma, no caso da ocorrência do quati, não é possível discernir qual o fator mais importante entre a frequência de ocorrência do cão doméstico, a quantidade e a qualidade das matas remanescentes.

Para a irara dois foram os modelos selecionados como plausíveis para descrever a variação na frequência de ocorrência: o modelo que contém, além do esforço amostral, a distância à estrada de asfalto (coeficiente positivo), e o modelo que contém, além do esforço amostral, o número de residentes no entorno (coeficiente negativo) (Tabela 4). Isto sugere, novamente, que o aumento na frequência de ocorrência da irara pode ser igualmente explicado em função do aumento da distância à estrada de asfalto ou da diminuição na quantidade de pessoas no entorno dos remanescentes florestais. Entretanto, o modelo que contém, além do esforço, a distância a estrada de asfalto (coeficiente negativo) foi também o selecionado como o mais plausível para a descrição da ocorrência dessa espécie (Tabela 5).

Para a frequência de ocorrência do gambá, dois modelos foram selecionados, o que contém, além do esforço amostral, a distância a estrada de asfalto e o número de residentes

(ambas com coeficientes negativos), e o que contém além destas variáveis também a qualidade da vegetação (as três com coeficientes negativos) (Tabela 4). Esse resultado indica que a frequência de ocorrência de gambá aumenta em remanescentes próximos da estrada de asfalto, onde há menor quantidade de pessoas e onde a vegetação tende a ser mais madura ou menos perturbada. No entanto, o modelo mais complexo que contém a qualidade da vegetação é igualmente plausível ao mais simples que não considera esta variável. Pelo fato de ter ocorrido em todos os 24 remanescentes estudados o gambá não teve sua ocorrência analisada.

Para a frequência de ocorrência do tatu galinha, três modelos foram selecionados: o que contém, além do esforço amostral, a distância a estrada de asfalto com coeficiente negativo, o que contém, além dessas duas variáveis, a qualidade da vegetação (coeficiente positivo) e o que contém, além destas duas variáveis, o número de residentes (coeficiente negativo) (Tabela 4). Assim, este conjunto de modelos selecionados indica que a frequência de ocorrência de tatu galinha é maior em remanescentes próximos da estrada de asfalto. Independentemente da distância a estrada, o aumento da frequência de ocorrência de tatu galinha pode ser igualmente explicado pela diminuição da quantidade de pessoas residentes no entorno dos remanescentes, ou conforme a vegetação tende a ser mais jovem ou mais perturbada. No caso da ocorrência do tatu galinha, somente um modelo foi selecionado, aquele que contém, além do esforço, a distância a estrada de asfalto (com coeficiente negativo) (Tabela 5), indicando que também a ocorrência desta espécie é mais provável em remanescentes próximos da estrada de asfalto.

Pelo fato de terem sido pouco registrados, analisamos apenas a ocorrência de *Mazama* sp. e *Leopardus* sp. Para a ocorrência de *Mazama* sp., três modelos foram selecionados, o que contém somente o esforço amostral (coeficiente positivo), o que contém, além desta variável, a qualidade da vegetação (coeficiente negativo), e o que contém, além do esforço, a frequência de ocorrência de cães domésticos (coeficiente negativo) (Tabela 5). Desta forma, no caso da ocorrência dos veados, não é possível discernir qual o fator mais importante entre a frequência de ocorrência do cão doméstico e a qualidade das matas remanescentes.

A ocorrência de *Leopardus* sp. foi melhor explicada por dois modelos, o que contém somente o esforço amostral e o que contém, além desta variável, a quantidade de

mata no entorno (Tabela 5). Neste caso, o modelo mais complexo, que indica que a quantidade de mata remanescente exerce influência positiva sobre a ocorrência dos gatos do mato, independentemente da variação no esforço amostral, é igualmente plausível ao modelo mais simples que considera apenas o esforço amostral.

DISCUSSÃO

Mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica

O conjunto das espécies encontradas indica que a paisagem fragmentada estudada abriga uma comunidade simplificada de mamíferos de maior porte, dominada por espécies silvestres de porte médio (entre 1 e cerca de 5 kg), muitas delas, generalistas. Apenas os veados e a capivara são animais com mais de 10 kg, mas apresentaram um baixo número de registros e em poucos fragmentos. Mesmo a cutia, que segundo alguns estudos são animais comuns em áreas alteradas ou fragmentadas (Naughton-Treves et al. 2003, Jorge 2008), não estiveram presentes na maioria dos fragmentos estudados. Não foram registrados os felinos de grande porte, e os pequenos felinos foram registrados em baixa frequência e em poucos sítios. Tampouco foram registrados mamíferos herbívoros ou frugívoros de maior porte como a paca (*Cuniculus paca*), a anta (*Tapirus terrestris*) e os porcos do mato (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*). Estes animais não registrados e aqueles registrados em poucos sítios formam um conjunto de espécies muito perseguidas por caçadores na Mata Atlântica (Cullen Jr. et al. 2000, Rocha-Mendes et al. 2005) e que apresentam um declínio em áreas sob forte pressão de caça (Lopes e Ferrari 2000, Peres 2001) e em fragmentos de tamanho reduzido (Chiarello 1999, Michalski e Peres 2007). Outros dois aspectos marcantes da comunidade de mamíferos de maior porte da paisagem estudada são: o fato de uma espécie exótica, o cachorro doméstico, estar entre as espécies mais comuns nos remanescentes (sendo a quinta espécie mais registrada), e a forte dominância do gambá que representa 75% dos registros obtidos.

A entrada de cães domésticos em remanescentes de Mata Atlântica tem sido reportada recentemente (Torres 2008, Srbek-Araujo e Chiarello 2008, Capítulo 3), e é preocupante, pois oferece oportunidades de contato entre estes carnívoros domésticos e a fauna nativa colocando em risco principalmente as espécies de mamíferos de maior porte.

Apesar de não ter sido observada relação entre os registros de cães domésticos e de mamíferos de maior porte (Srbek-Araujo e Chiarello 2008), espécies deste grupo estão entre os principais itens na alimentação desta espécie exótica invasora em remanescentes de Mata Atlântica (Galetti e Sazima 2006, Campos et al. 2007). Além disso, cães domésticos representam ainda uma via efetiva de transmissão de doenças infecciosas como a raiva, a cinomose canina, e a parvovirose, aos carnívoros silvestres (Cleaveland et al. 2000, Frölich et al. 2000, Deem e Emmons 2005, Fiorello 2006, Whiteman et al. 2007).

Didelphis aurita é uma espécie comum em sua área de distribuição e apresenta grande plasticidade ecológica, vivendo até mesmo em grandes centros urbanos (Rossi et al. 2006). Sua dieta é onívora e inclui uma ampla variação de itens como invertebrados, pequenos vertebrados, sementes e frutos (Carvalho et al. 1999, Cáceres e Monteiro-Filho 2001, Cáceres 2004), sendo capaz de se manter em paisagens fragmentadas (Pardini et al. 2005) já que apresenta altas taxas de movimentação entre fragmentos de Mata Atlântica (Pires et al. 2002). Essa versatilidade é o que provavelmente capacita esta espécie a dominar fragmentos florestais sujeitos a perturbações (Fonseca e Robinson 1990). Essa dominância de espécies do gênero *Didelphis* em ambientes perturbados resulta em diversos efeitos negativos sobre a fauna e potencialmente sobre as populações humanas das áreas adjacentes. O gambá foi apontado como um dos principais predadores de ninho na Flórida (Staller et al. 2005) e aparentemente excluiu espécies de pequenos mamíferos por competição e predação em fragmentos de Mata Atlântica (Fonseca e Robinson 1990). O gambá é também um reservatório de organismos causadores de doenças como Chagas e *Leishmania visceral* (Zulueta et al. 1999, Grisard et al. 2000, Ruiz-Piña e Cruz-Reyes 2002), apresentando risco também para os humanos que entram em contato com o animal ou suas fezes e urina.

A segunda espécie mais registrada, o tatu galinha, também é capaz de viver em uma ampla variedade de habitats e possui a maior distribuição entre os Cingulata (Medri et al. 2006). Além destas espécies generalistas, os carnívoros nativos de médio porte e dieta onívora - cachorro do mato, quati e irara - também foram espécies amplamente distribuídas e freqüentes na região de estudo. A tendência de aumento de registros de espécies de médio porte generalistas é relatada na literatura como consequência de dois fenômenos relacionados: o favorecimento pela fragmentação do habitat e a diminuição da pressão

exercida por grandes mamíferos carnívoros quando estes se extinguem localmente, fenômeno chamado de “mesopredator release” (Rogers e Caro 1998, Crooks e Soulé 1999, Terborgh et al. 2001, Schimidt 2003, Staller et al. 2005), dois fatores característicos da região estudada.

Esta simplificação observada na comunidade de mamíferos de maior porte é preocupante, dadas as funções ecológicas chaves exercidas por estes animais (Cuarón 2000). A proliferação de mesopredadores pode trazer conseqüências negativas, através do aumento das taxas de predação (Crooks e Soulé 1999) e a ausência de grandes predadores de plântulas e dispersores de sementes pode afetar a composição, diversidade e a regeneração de florestas tropicais (Terborgh 1988, Dirzo e Miranda 1990, Carrilo et al. 2000, Alves-Costa 2004, DeMatia et al. 2004).

Revelando o efeito de múltiplos fatores correlacionados sobre a distribuição de mamíferos de maior porte em uma paisagem fragmentada

Apesar dos esforços para minimizar a correlação entre os fatores estudados quando da seleção dos sítios de amostragem, alguns fatores ainda se apresentaram correlacionados entre si. No entanto, esta correlação é conseqüência natural do processo de ocupação humana, principalmente em paisagens rurais (Dale et al. 1994, Laurance et al. 2002, Soares et al. 2004, Fa et al. 2005). Desta maneira, em alguns casos mais de um modelo com o mesmo grau de complexidade (i.e. número de variáveis explicativas), mas contendo variáveis diferentes, foi selecionado para uma mesma espécie, não permitindo distinguir qual dos fatores determina a distribuição nos remanescentes da paisagem estudada. Este foi o caso do quati, cujo aumento da probabilidade de ocorrência foi igualmente explicado por uma diminuição na freqüência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, pelo aumento na quantidade de mata no entorno, ou pela mudança na qualidade da vegetação; da irara cujo aumento na freqüência de ocorrência foi igualmente explicado por um aumento na distância a estrada de asfalto ou por uma diminuição na quantidade de pessoas no entorno, e dos veados cujo aumento da probabilidade de ocorrência foi igualmente explicado por uma diminuição na freqüência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes ou pela mudança na qualidade da vegetação.

Entretanto, o fato de termos utilizado na seleção de modelos duas variáveis associadas à distribuição das espécies (frequência de ocorrência e ocorrência) permitiu, na maioria dos casos, apontar o fator mais importante que condiciona a distribuição das mesmas. É o caso do quati para o qual a frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes aparece como um fator de influência negativa tanto no modelo selecionado para a frequência de ocorrência quanto em um dos modelos selecionados para a ocorrência; e da irara e do tatu galinha para os quais a distância da estrada aparece como um fator de influência (positiva e negativa, respectivamente) tanto no modelo selecionado para a ocorrência quanto em um dos modelos selecionados para a frequência de ocorrência. Da mesma maneira, a presença de um mesmo fator em mais de um modelo selecionado para uma mesma espécie e mesma variável analisada também auxilia no discernimento dos fatores mais importantes. É o caso do gambá e do tatu galinha para os quais a distância a estrada de asfalto aparece como uma influência negativa em todos os modelos selecionados como a melhor descrição da frequência de ocorrência destas espécies.

Desta maneira, os modelos selecionados em seu conjunto nos permitem inferir que alguns fatores são recorrentemente importantes para a distribuição de diferentes espécies na paisagem estudada. É o caso da distância à estrada de asfalto que inequivocamente influencia a distribuição do tatu galinha e do gambá (que ocorrem e/ou são mais frequentes em remanescentes próximos a estrada), e da irara (que ocorreu em remanescentes longe da estrada). A frequência de ocorrência de cães domésticos, por sua vez, foi o fator mais importante para a distribuição de duas espécies: o quati e o cachorro do mato cuja frequência de ocorrência e ocorrência, respectivamente, foram negativamente afetadas pela frequência de cães domésticos nos remanescentes. Já a quantidade de pessoas no entorno, a qualidade da vegetação e a quantidade de mata remanescente influenciaram inequivocamente a distribuição de apenas uma espécie: o gambá que foi mais frequente em remanescentes com uma menor concentração de pessoas no entorno e de vegetação menos perturbada, e a dos gatos do mato cuja probabilidade de ocorrência foi maior em contextos de maior quantidade de mata.

É importante ressaltar que as variáveis mais frequentemente selecionadas como as que melhor explicam a distribuição das espécies na paisagem estudada - distância a estrada de asfalto e frequência de ocorrência de cães domésticos, fatores em geral correlacionados

ao tamanho do fragmento ou quantidade de mata - não são freqüentemente consideradas nos estudos sobre a distribuição de mamíferos de grande porte em paisagens fragmentadas. No geral, estes estudos concluem que o tamanho dos fragmentos ou a quantidade de mata, um dos fatores que se mostraram menos importantes para a distribuição destas espécies em nosso estudo, é o fator mais importante para a distribuição destas espécies em paisagens fragmentadas (Bowers e Matter 1997, Chiarello 1999, Crooks 2002). De forma semelhante aos nossos resultados, entretanto, estudos que consideram a influência de fatores múltiplos também encontram ampla variação na resposta das espécies aos fatores avaliados (e.g. Michalski e Peres 2005, 2007, Laurance et al. 2008, Markovchick-Nichols et al. 2008). Em estudos realizados na Amazônia, apesar da área do fragmento ter sido a variável mais importante para a maioria das espécies, a variação na abundância de algumas espécies foi melhor explicada por outros fatores como intensidade de caça, de queimadas e extração de madeira (Michalski e Peres 2005, 2007). Ao avaliar a importância da intensidade de caça e da proximidade a estradas para mamíferos de maior porte africanos, Laurance e colaboradores (2008) também encontraram que a proximidade a estradas apresenta efeitos mais significativos sobre estas espécies. O estudo de Markovchick-Nichols e colaboradores (2008) avaliaram a importância de nove fatores e a resposta das espécies foi tão variável que não foi possível apontar um fator como o mais importante.

É possível que nosso resultado de pouca importância relativa da quantidade de mata se deva ao fato de que a variação no tamanho dos remanescentes entre os sítios de amostragem na paisagem estudada ter sido relativamente pequena (de 2,8 a 156,5, além de um sítio em área contínua que dentro dos limites da paisagem possui 1.120 ha). De fato estudos que encontram uma forte influência do tamanho dos fragmentos sobre a comunidade de mamíferos de maior porte incluíram uma variação mais ampla desta variável. No Brasil, por exemplo, Michalski e Peres (2007) consideraram remanescentes em paisagem amazônica fragmentada de 2,4 a 1.763 ha mais áreas de mata contínua (com mais de 10.000 ha), e Chiarello (1999) utilizou fragmentos de 200 a 20.000 ha.

Entretanto, há evidências de que a pequena variação no tamanho dos fragmentos não é a principal razão para a pouca influência da quantidade de habitat sobre a distribuição dos mamíferos de maior porte em Tapirái/Piedade. A paisagem estudada retém cerca de 50% de matas remanescentes, porcentagem alta se comparada à maioria das áreas tropicais

fora de unidades de conservação (Ribeiro et al. no prelo), a parte sudeste da paisagem, que concentra uma maior quantidade de matas, está conectada ao contínuo de matas da Serra do Mar, e a porcentagem de mata remanescente na área de entorno dos sítios de amostragem variou amplamente de 17,7 a 77,2%, sugerindo que de fato houve uma variação considerável na quantidade de habitat disponível entre os sítios de estudo.

Neste sentido, seria possível que, dada a alta vagilidade de mamíferos de maior porte, não tivéssemos encontrado influencia da quantidade de mata, pois os fragmentos estudados encontram-se inseridos em um contexto de alta proporção de mata remanescente na paisagem (50%) e, portanto, a distância entre eles não é grande. De fato, trabalhos realizados com pequenos mamíferos (roedores e marsupiais com menos de 1 kg) e com aves de sub-bosque nesta mesma paisagem encontraram assembléias ricas e íntegras (Banks-Leite submetido, Bueno 2008), que pouco respondem ao tamanho dos remanescentes (Bueno 2008). Entretanto, a comunidade de mamíferos de maior porte encontrada em Tapiraí/Piedade é simplificada e dominada por espécies generalistas e oportunistas, geralmente encontradas em fragmentos pequenos em outros estudos em florestas tropicais (Chiarello 1999, Michalski e Peres 2007). Essa diferença na resposta entre diferentes grupos taxonômicos sugere mais uma vez que os fatores preponderantes para a distribuição dos mamíferos de maior porte nesta paisagem não incluem a disponibilidade de habitat, mas outros fatores mais diretamente relacionados com o entorno e as atividades humanas, como estradas de asfalto e entrada de cães nos remanescentes, que certamente são menos deletérios a outros grupos como aves e roedores com menor capacidade de dispersão.

O tempo da ocupação humana nesta paisagem pode também estar contribuindo para este quadro onde variáveis relacionadas às atividades humanas como estradas de asfalto e entrada de cães nos remanescentes sejam mais determinantes da composição e distribuição das espécies de mamíferos de maior porte do que a quantidade de habitat disponível. As primeiras famílias se estabeleceram em Piedade a cerca de 200 anos atrás e há aproximadamente 100 anos em Tapiraí (IBGE 2008). Assim, os efeitos das atividades humanas nesta paisagem rural são antigos, como pode ser deduzido pelo fato de que grande parte da mata remanescente é secundária. Lopes e Ferrari (2000), estudando remanescentes no leste da Amazônia, região caracterizada pelo antigo e denso povoamento e por altas

taxas de desmatamento, também encontraram uma comunidade pouco diversa e pouco abundante de mamíferos de maior porte. Ao contrário, quando a ocupação humana e a conseqüente perturbação do habitat são mais recentes a comunidade de mamíferos ainda se apresenta diversa, como a encontrada por Michalki e Peres (2007) em uma paisagem fragmentada da Amazônia, onde a ocupação humana teve início há apenas 30 anos, e onde a atividade de caça foi considerada baixa.

Assim, nossos resultados demonstram que em regiões de florestas tropicais como a Mata Atlântica, onde a ocupação humana é intensa e antiga, (1) a assembléia de mamíferos de maior porte pode estar ameaçada e simplificada mesmo em paisagens com porcentagens relativamente altas de mata remanescentes; (2) os fatores que determinam a distribuição das espécies de mamíferos de maior porte são múltiplos e não correspondem aos mais freqüentemente estudados.

Variação da resposta das espécies a múltiplos fatores em uma paisagem fragmentada

Dada a dificuldade de amostragem e as baixas densidades, é difícil obter dados suficientes para analisar individualmente a distribuição das espécies de mamíferos de maior porte. Neste trabalho, analisamos a distribuição de 7 das 11 espécies nativas de mamíferos de maior porte encontradas na paisagem, o que demonstrou que há uma ampla variação na resposta aos fatores estudados.

Para o gambá, a distância a estrada de asfalto e a quantidade de pessoas no entorno, são certamente fatores importantes, uma vez que aparecem nos dois modelos selecionados, que indicam que há maior freqüência de ocorrência de gambá próximo a estrada de asfalto e quanto menor a quantidade de pessoas no entorno. Para o tatu galinha, a distância a estrada de asfalto é o fator que se destaca como o mais importante, uma vez está presente nos três modelos selecionados para a freqüência de ocorrência e no único modelo selecionado para a ocorrência, que indicam que esta espécie também é mais comum em remanescentes próximos a estrada. Nesta realidade de fatores correlacionados, é possível que o favorecimento destas espécies não se dê pela estrada em si, mas pelo fato da distância a estrada de asfalto representar uma medida que sintetize um conjunto de condições que favoreçam estas espécies, como a ausência de predadores e aumento na disponibilidade de recursos, como lixos, restos orgânicos das plantações e acesso aos animais de criação.

Provavelmente, por essa alta frequência em proximidade com a estrada, gambás e tatu galinha estão entre os animais que mais sofrem atropelamentos (Smith-Patten e Patten 2008). Outros estudos mostram que estas duas espécies generalistas (ou espécies do mesmo gênero) são freqüentes em paisagens fragmentadas e se favorecem em remanescentes de tamanho reduzido e sujeitos a distúrbios, locais onde seus predadores naturais encontram-se geralmente ausentes (Chiarello 1999, Naughton-Treves et al. 2003, Michalski e Peres 2007, Morkovchick-Nicholls et al. 2008).

Já para a irara, apesar da distância a estrada de asfalto ser também o fator que se destaca como importante, pois esteve presente em um dos dois modelos selecionados para a frequência de ocorrência e no único modelo selecionado para a ocorrência, a influência é no sentido oposto, sendo que a irara foi mais freqüente em remanescentes distantes da estrada de asfalto. Para esta espécie o aumento na quantidade de pessoas no entorno também pode exercer influência negativa, porém esta variável esteve presente em apenas um dos dois modelos selecionados para a frequência de ocorrência. Estes resultados mostram que esta espécie é relativamente vulnerável ao processo de ocupação humana, pois apesar de freqüentes em ambientes perturbados como matas secundárias, áreas abertas e florestas de *Eucalyptus* (Michalski et al. 2006, Michalski e Peres 2007), apresentam baixa tolerância a distúrbios provenientes de atividades antrópicas e da proximidade à estrada de asfalto.

Por outro lado, para o quati, o fator mais importante foi seguramente a influência negativa da entrada de cães domésticos nos remanescentes, pois este fator esteve presente em um dos modelos selecionados para a frequência de ocorrência e para a ocorrência. Também para o cachorro do mato, a entrada de cães domésticos nos remanescentes deve exercer influência negativa, pois esteve presente em um dos dois modelos selecionados para sua ocorrência. Sendo carnívoros, o quati e o cachorro domésticos estão entre as espécies que correm o maior risco de contraírem doenças transmitidas por cães domésticos (Frölich et al. 2000, Deem e Emmons 2005, Fiorello 2006, Whiteman et al. 2007). Além disso, o cão doméstico pode estar competindo por recursos, principalmente com o cachorro do mato, pois a dieta destas espécies é semelhante, uma vez que ambos predam mamíferos de médio porte, pequenos roedores e outros vertebrados (May e Norton 1996, Bueno e Motta-Junior 2004, Jacomo et al. 2004, Galetti e Sazima 2006, Gatti et al. 2006, Campos et al. 2007). No caso do quati, cães domésticos podem representar uma ameaça também por

meio da pressão de predação, já que o quati foi o item mais abundante na dieta de cães domésticos em uma região rural de Mata Atlântica (Campos et al. 2007). É interessante que, apesar do quati ser uma espécie que responde de maneira flexível às modificações no habitat (Bisbal 1993) podendo se favorecer em ambientes perturbados (Rocha-Mendes et al. 2005), é uma das poucas espécies sabidamente boas dispersoras de sementes (Alves-Costa et al. 2004, Alves-Costa e Eterovick 2007) entre as que encontramos na paisagem estudada. Apesar da frequência de ocorrência do quati em Tapiraí/Piedade ter sido explicada apenas pela frequência de cães domésticos, a sua ocorrência foi tão bem explicada pela diminuição da frequência de cães domésticos quanto pelo aumento da quantidade de mata. De fato, Michalski e Peres (2007) demonstraram que a quantidade de mata remanescente exerce um efeito positivo sobre esta espécie.

Apesar de *Mazama americana* e *M. gouazoubira* apresentarem relação positiva com o tamanho dos remanescentes (Michalski e Peres 2007), e da pressão de caça exercida sobre *M. americana* (Alvard et al. 1997, Di Bitetti et al. 2008), as variáveis relacionadas a estes fatores não estiveram entre os modelos selecionados para os veados, que indicam que há maior probabilidade de ocorrência em remanescentes de vegetação mais madura ou menos perturbada, ou em remanescentes com menor entrada de cães domésticos. De fato, a dieta destes animais é composta em sua maior parte por frutos (Bisbal 1994), e há na literatura relatos da predação de veados por cães domésticos na Mata Atlântica (Galetti e Sazima 2006).

Os pequenos felinos, por outro lado, foram os únicos para os quais a quantidade de mata remanescente parece ser o fator preponderante, havendo maior probabilidade de ocorrência destas espécies em remanescentes inseridos em um contexto de maior quantidade de mata. Tanto para *Leopardus tigrinus* quanto para *L. wieddi* não há estudos anteriores que tragam alguma informação sobre suas respostas à quantidade de mata ou a outros fatores de perturbação, provavelmente por causa do baixo número de registros destas espécies obtidos em estudos com mamíferos de maior porte (Kasper et al. 2007).

CONCLUSÕES

Nossos resultados sugerem que a comunidade de mamíferos de maior porte pode ser bastante simplificada - com dominância de espécies generalistas e ausência ou baixa

abundância de espécies dispersoras e predadores de sementes e plântulas, o que pode comprometer o funcionamento e regeneração das florestas - mesmo em paisagens com altas proporções de remanescentes, se a ocupação humana for antiga e intensa.

Neste contexto, a distribuição das espécies de mamíferos de maior porte é influenciada por múltiplos fatores, os quais variam amplamente dependendo da espécie. No entanto, fatores relacionados às atividades humanas que não são frequentemente considerados em estudos sobre a distribuição destas espécies, como estradas de asfalto e entrada de cães nos remanescentes, parecem ser mais importantes do que a disponibilidade de habitat. Uma vez que estes dois fatores são em geral correlacionados ao tamanho do fragmento ou quantidade de mata, estudos que consideram o efeito de apenas uma variável podem levar a um entendimento simplificado ou até mesmo errado sobre os fatores que condicionam a persistência de mamíferos de maior porte em paisagens dominadas pelo homem. Os resultados sugerem que o sucesso de estratégias de restauração destas paisagens depende da consideração dos impactos causados por rodovias e espécies invasoras.

BIBLIOGRAFIA

- Alexander S.M., Waters N.M., Paquet P.C. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer* 49 (4): 321-331.
- Alvard M.S., Robinson J.G., Redford K.H., Kaplan H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in Neotropics. *Conservation Biology* 11 (4): 977-982.
- Alves-Costa C.P., Eterovick P.C. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 77-92.
- Alves-Costa C.P. 2004. Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Alves-Costa C.P., Fonseca G.A.B., Christófaros C. 2004. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 85: 478-482.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-364.
- Baillie J.E.M., Hilton-Taylor C., Stuart S.N. (Eds). 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Banks-Leite C., Ewers R.M., Metzger J.P. Submetido. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Journal of Animal Ecology*.
- Bisbal F.J. 1993. Human impact on the carnivores of Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28 (3): 145-156.
- Bisbal F.J. 1994. Population biology and diet of the brooked deer (*Mazama* spp.) (Artiodactyla, Cervidae) in Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 42 (1-2): 305-313.
- Bonaudo T., Lê Pendu Y., Faure J.F., Quanz D. 2005. The effects of deforestation on wildlife along the Transamazon highway. *European Journal of Wildlife Research* 51: 199-206.

- Bowers M.A., Matter S.F. 1997. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy* 78: 999–1013.
- Brashares J.S., Arcese P., Sam M.K. 2001. Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings of The Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268 (1484): 2473-2478.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 453-460.
- Bueno A.A. 2008. Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.
- Bueno A.A., Motta-Junior J.C. 2004. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating-fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de História Natural* 77: 5-14.
- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information - theoretic approach. Springer. New York.
- Butler J.R.A., du Toit J.T. 2002. Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation* 5: 29-37.
- Cáceres N.C. 2004. Diet of three didelphid marsupials (Mammalia, Didelphimorphia) in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 69 (6): 430-433.
- Cáceres N.C., Monteiro-Filho E.L.A. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a Forest fragment of southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36 (2): 85-92.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B., Crawshaw Jr. P.G., Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Carrillo E., Wong G., Cuarón A.D. 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24 (6): 1580-1591.
- Carvalho F.M.V., Pinheiro P.S., Fernandez F.A.S., Nessimian J.L. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências* 1 (1): 91-101.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89 (1): 71-82.
- Cleaveland S., Appel M.G.J., Chalmes W.S.K., Chillingworth C., Kaare M., Dye C. 2000. Serological and demographic evidence for domestic dog as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology* 72: 217-227.
- Cochrane M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology* 15: 1515–1521.
- Coffin A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406.
- Corlett R.T. 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica* 39 (3): 292-303.
- Crawley M.J. 2002. Statistical Computing – An Introduction to Data Analysis Using S-Plus. Wiley, New York.
- Crooks K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488–502.
- Crooks K.R., Soulé M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.
- Cuarón A.D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14 (6): 1574-1579.

- Cuellar E., Maffei L., Arispe R., Noss A. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41(3): 169–177.
- Cullen Jr. L., Bodmer E.R., Valladares-Padua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49–56.
- Dale V.H., O'Neill R.V., Southworth F., Pedlowski M. 1994. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonian settlement of Rondonia. *Conservation Biology* 8: 196–206.
- Deem S.L., Emmons L.H. 2005. Exposure of free ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) to infectious and parasitic disease agents in the Noël Kempff Mercado National Park Bolivia. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36 (2): 192–197.
- DeMatia E.A., Curran L.M., Rathcke B.J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. *Ecology* 85 (8): 2161–2170.
- DeWalt S.J., Maliakal S.K., Denslow J.S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139–151.
- Di Bitetti M.S., Paviolo A., De Ângelo C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153–163.
- Di Bitetti M.S., Paviolo A., Ferrari C.A. 2008. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica* 40 (5): 636–645.
- Dirzo R., Miranda A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity—a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4 (4): 444–447.
- Ewers R.M., Didham R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–142.
- Fa J.E., Ryan S.F., Bell, D.J. 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in Afrotropical forests. *Biological Conservation* 121: 167–176.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34 (1): 487–515.
- Fiorello C.V., Noss A.J., Deem S.L. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20 (3): 762–771.
- Fischer J., Lindenmayer B.D. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- Fonseca G.A.B., Robinson J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265–294.
- Forman R.T.T., Alexander L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 29: 207–31.
- Frölich K., Czupalla O., Haas L., Hentschke J., Dedek J., Fickel J. 2000. Epizootiological investigation of canine distemper virus in free-ranging carnivores from Germany. *Veterinary Microbiology* 74: 283–292.
- Galetti M., Sazima I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Natureza e Conservação* 4 (1): 146–151.
- Gardner T.A., Barlow J., Chazdon R., Ewers R., Harvey C.A., Peres C.A., Sodhi N. Em preparação. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.
- Gatti A., Bianchi R., Rosa C.R.X., Mendes S.L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a resting area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22: 227–230.

- Gómez H., Wallace R.C., Ayala G., Tejada R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (2): 91-95.
- Grelle C.E.V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38: 81-85.
- Grisard E.C., Carvalho-Pinto C.J., Scholz A.F., Toma H.K., Schlemper Jr B.R., Steindel M. 2000. Trypanosoma cruzi infection in *Didelphis marsupialis* in Santa Catarina and Arvoredo Islands, Southern Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 95 (6): 795-800.
- Henle K., Davies K.F., Kleyer M., Margules C., Settele J. 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Hubbell S.P., Foster R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. In: Crawley M.J. (Eds). *Plant Ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- IBGE. 2008. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php. Acessado em setembro de 2008.
- Jácomo A.T.A., Silveira L., Diniz-Filho J.A.F. 2004. Niche separation between the maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating-fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262: 99-106.
- Jaeger A.G., Bowman J., Brennan J., Fahrig L., Bert D., Bouchard J., Charbonneau N., Frank K., Gruber B., Toschanowitz K.T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329-348.
- Jorge M.L.S.P. 2008. Effects of forest fragmentation on two sister genera of Amazonian rodents (*Myoprocta acouchy* and *Dasyprocta leporina*). *Biological Conservation* 141 (3): 617-623.
- Kasper C.B., Mazim F.D., Soares J.B.G., Oliveira T.G., Fabián M.E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (4): 1087-1100.
- Kupfer J.A., Malanson G.P., Franklin S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15: 8-20.
- Laurance W.F., Albernaz A.K.M., Schroth G., Fearnside P.M., Bergen S., Venticinque E.M., Da Costa C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29 (5-6): 737-748.
- Laurance W.F., Cochrane M.A. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 15: 1488-1489.
- Laurance W.F., Croes B.M., Guissouegou N., Buij R., Dethier M., Alonso A. 2008. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African Rainforests. *Conservation Biology* 22 (3): 722-732.
- Less A.C., Peres C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22 (2): 239-449.
- Lopes M.A., Ferrari S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14 (6): 1658-1665.
- Maffei L., Noss A.J., Cuéllar E., Rumiz D.I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behavior in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 349-353.
- Malcolm J.R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-45.
- Malcolm J.R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: Lowman M.D., Nadkarni N.M. (Eds). *Forest canopies*. Academic Press, San Diego.
- Malcolm J.R., Ray J.C. 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology* 14: 1623-1638.

- May S.A., Norton T.W. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australia forest ecosystems. *Wildlife Research* 23: 387-400.
- Mazolli M., Graipel M.E., Dunstone N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation* 105: 43-51.
- Medri I.M., Mourão G.M., Rodrigues F.H.G. 2006. Ordem Xenarthra. In Reis N.R., Peracchi A.L., Pedro W.A., Lima I.P. (eds.). *Mamíferos do Brasil*. Nélío R. dos Reis, Londrina.
- Michalski F., Crawshaw Jr. P.G., Oliveira T.G., Fabián M.E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70(1-2): 52-57.
- Michalski F., Peres C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383-396.
- Michalski F., Peres C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21 (6): 1626-1640.
- Morkovchick-Nicholls L., Regan H.M., Deutschman D., Widyanata A., Martin B., Noreke L., Hunt T.A. 2008. Relationships between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragment. *Conservation Biology* 22 (1): 99-109
- Naughton-Treves L., Mena J.L., Treves A., Alvarez N., Radeloff V.C. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology* 17: 1106-1117.
- Newmark W.D. 1996. Insularization of Tanzanian Parks and the Local Extinction of Large Mammals. *Conservation Biology* 10 (6): 1549-1556.
- Noss R.F., Quigley H.B., Hornocker M.G., Merrill T., Paquet P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10 (4): 949-963.
- Ojeda R.A., Barquez R.M., Stadler J., Brandi R. 2008. Decline of mammal species diversity along the Yungas Forest of Argentina. *Biotropica* 40 (4): 515-521.
- Oliveira V.B., Linares A.M., Corrêa G.L.C., Chiarello A.G. 2008. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates:Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora:Canidae), in the Parque estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 376-378.
- Oliveira-Filho A.T., Fontes M.A. 2000. Patterns of Floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.
- Palomares F., Gaona P., Ferreras P., Delibes M. 1995. Positive Effects on Game Species of Top Predators by Controlling Smaller Predator Populations: An Example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. *Conservation Biology* 9 (2): 295-305.
- Pardini R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2586.
- Pardini R., Souza S.M., Braga-Neto R., Metzger J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 254-266.
- Peres C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian Forest vertebrates. *Conservation Biology* 15 (6): 1490-1505.
- Pérez, E. Pacheco L.F. 2006. Damage by large mammals to subsistence crops within a protected area in a montane forest of Bolivia. *Crop Protection* 25: 933-939.
- Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D. 2000. Costs of nonindigenous Species in the United States. *BioScience* 50 (1): 53-65.
- Pires A.S., Lira P.K., Fernandez F.A.S., Schittini G.M., Oliveira L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108:229-2387.

- R Development Core Team. 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ramp D., Wilson V.K., Croft D.B. 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348-359.
- Rao M., Myint T., Zaw T., Htun S. 2005. Hunting patterns in tropical forests adjoin the Hkakaborazi National Park, North Myanmar. *Oryx* 39 (3): 292-300.
- Redford K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42 (6): 412-422.
- Ribeiro M.C., Metzger J.P., Ponzoni F., Matersen A.C., Hirota M. No prelo. Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how the remaining Forest is distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*
- Rocha-Mendes F., Mikich S.B., Bianconi G.V., Pedro W.A. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozoologia e conservação. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (4): 991-1002.
- Rogers C.M., Caro M.J. 1998. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* 116: 227-233.
- Rossi R.V., Bianconi G.V., Pedro W.A. 2006. Ordem Didelphimorphia. In Reis N.R., Peracchi A.L., Pedro W.A., Lima I.P. (eds.). Mamíferos do Brasil. Nélcio R. dos Reis, Londrina.
- Ruiz-Piña H.A., Cruz-Reyes A. 2002. The opossum *Didelphis virginiana* as a synanthropic reservoir of *Trypanosoma cruzi* in Dzidzilché, Yucatán, México. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 97 (5): 613-620.
- Schmidt K.A. 2003. Nest predation and population declines in Illinois songbirds: a case for mesopredator effects. *Conservation Biology* 17 (4): 1141-1150.
- Smith-Patten B.D., Patten M.A. 2008. Diversity, sasonality, and context of mammalian roadkills in the southern great plains. *Environment Management* 41 (6): 844-852.
- Soares B., Alencar A., Nepstad D., Cerqueira G., Diaz M.D.V., Rivero S., Solorzano L., Voll E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarem-Cuiaba corridor. *Global Change Biology* 10 (5): 745-764.
- Srbek-Araujo A.C., Chiarello A.G. 2008. Domestic dog 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 (4): 631-637.
- Staller E.L., Palmer W.E., Carroll J.P., Thornton R.P., Sisson D.C. 2005. Identifying predators at bobwhite northern nests. *Journal of Wildlife Management* 69 (1): 124-132.
- ter Braak C.J.F., Smilauer P. 1998. CANOCO for windows version 4.0. Center for biometry Wageningen CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands.
- Terborgh J., Lawrence L., Nuñez P., Rao M., Shahabuddin G., Orihuela G., Riveros M., Ascanio R., Adler G.H. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294 (5548): 1923-1926.
- Terborgh J., Winter B. 1980. Some cases of extinction. *Conservation Biology* 119-133.
- Timo T.P. de C. 2003. Influência da fragmentação e matriz sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma floresta de terra firma na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas, Manaus, AM, Brasil.
- Torres P.C. 2008. Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em fragmentos de Mata Atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana no entorno. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Vitousek P.M., Money H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science* 277: 494-499.

- Wang B.C., Sork V.L., Leong M.T., Smith T.T. 2007. Hunting of mammals reduces seed removal and dispersal of the afrotropical tree *Antrocaryon klaineianum* (Anacardiaceae). *Biotropica* 39 (3): 340-347.
- Whiteman C.W., Matushima E.R., Confalonieri U.E.C., Palha M.D.C., da Silva A.S.L., Monteiro V.C. 2007. Human and domestic animal population as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.
- Wilcox B.A., Murphy D.D. 1985. Conservation strategy: effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125: 879-887.
- Wright S.J., Zeballos H., Domínguez I., Gallardo M.M., Moreno M.C., Ibáñez R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation on neotropical forest. *Conservation Biology* 14 (1): 227-239.
- Zulueta A.M., Villarroel E., Rodríguez N., Feliciangeli M.D., Mazzarri M. 1999. Epidemiologic aspects of american visceral leishmaniosis in an endemic focus in eastern Venezuela. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 61 (6): 945-950.

Tabela 1. Código e variáveis explicativas dos 16 modelos que descrevem a variação da ocorrência e da frequência de ocorrência de mamíferos de maior porte nos 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

n.	Código	Variáveis explicativas
1	esforço	Esforço
2	v	Esforço + Qualidade da vegetação
3	e	Esforço + Distância a estrada
4	p	Esforço + Número de residentes
5	m	Esforço + Quantidade de mata
6	c	Esforço + Frequência de cães
7	ve	Esforço + Qualidade da vegetação + Distância a estrada
8	vp	Esforço + Qualidade da vegetação + Número de residentes
9	vm	Esforço + Qualidade da vegetação + Quantidade de mata
10	vc	Esforço + Qualidade da vegetação + Frequência de cães
11	vep	Esforço + Qualidade da vegetação + Distância a estrada + Número de residentes
12	vepm	Esforço + Qualidade da vegetação + Distância a estrada + Número de residentes + Quantidade de mata
13	vepmc	Esforço + Qualidade da vegetação + Distância a estrada + Número de residentes + Quantidade de mata + Frequência de cães
14	ep	Esforço + Distância a estrada + Número de residentes
15	epm	Esforço + Distância a estrada + Número de residentes + Quantidade de mata
16	epmc	Esforço + Distância a estrada + Número de residentes + Quantidade de mata + Frequência de cães

Tabela 2. Total, média (X) e desvio padrão (DP) do número de registros e número total de sítios onde ocorreram as espécies nativas de mamíferos de maior porte nos 24 remanescentes de mata amostrados em Tapiraí/ Piedade, SP.

Espécie	Nome científico	Nome popular	Registros			Sítios
			Total	<i>X</i>	<i>DP</i>	Total
Ordem Didelphimorphia						
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	1281	53	37	24
Ordem Cingulata						
	<i>Dasytus novemcinctus</i>	Tatu galinha	76	3	3	20
Ordem Pilosa						
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamandua mirim	1	0,04	0,2	1
Ordem Carnivora						
	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro do mato	132	5,5	9,5	19
	<i>Leopardus</i> sp.	Pequeno felino	10	0,4	0,6	8
	<i>Eira barbara</i>	Irara	68	2,8	4	15
	<i>Nasua nasua</i>	Quati	39	1,6	3	11
	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão pelada	4	0,16	0,8	1
Ordem Rodentia						
	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	13	0,54	2,4	2
	<i>Hydrochoeris hydrochaeris</i>	Capivara	1	0,04	0,2	1
Ordem Artiodactyla						
	<i>Mazama</i> sp.	Veado	14	0,6	1,2	7
Número total de registros			1639	71	38	
Número de espécies			11	5,2	1	

Tabela 3. Coeficientes de correlações de Pearson (r) entre as variáveis independentes quantidade de matas remanescentes (mata), número de residentes no entorno (residentes), distância a estrada de asfalto (estrada), qualidade da vegetação (vegetação – PCA 1 da estratificação da folhagem), e frequência de ocorrência de cão doméstico nos remanescentes (cão) para os 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

	Residentes	Vegetação	Estrada	Cão
Mata	-0,573	-0,281	0,656	-0,411
Residentes		0,065	-0,625	0,173
Vegetação			0,036	0,212
Estrada				-0,025

Tabela 4. Modelos selecionados ($\Delta AICc \leq 2$) para descrever a variação da frequência de ocorrência das espécies de mamíferos de maior porte nos 24 remanescentes amostrados em Tapiraí/ Piedade, SP. Os modelos estão ordenados a partir do mais plausível (do menor para o maior valor de AICc). Para cada modelo, foram informados o número de parâmetros (K), o peso de evidência (w_i), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo ($\Delta AICc$), e o sinal do coeficiente de cada variável presente. Os códigos das variáveis seguem a tabela 1.

Variável resposta	Modelo(s) selecionado(s)	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i	Coeficientes					
						esforço	v	e	p	m	c
<i>Didelphis aurita</i>	ep	5	232,8	0,00	0,3400	+		-	-		
	vep	6	233,0	0,28	0,2962	+		-	-	-	
<i>Dasypus novemcinctus</i>	e	4	111,7	0,00	0,2629	+		-			
	ve	5	112,7	0,99	0,1599	+		+	-		
	ep	5	113,2	1,48	0,1252	+		-	-		
<i>Cerdocyon thous</i>	esforço	3	119,3	0,00	0,3932	+					
<i>Eira barbara</i>	e	4	104,8	0,00	0,3011	+		+			
	p	4	106,4	1,61	0,1349	+			-		
<i>Nasua nasua</i>	c	4	83,2	0,00	0,3239	+		.			-
	esforço	3	84,1	0,92	0,2047	+					

Tabela 5. Modelos selecionados ($\Delta AICc \leq 2$) para descrever a variação da ocorrência das espécies de mamíferos de maior porte nos 24 remanescentes amostrados em Tapiraí/ Piedade, SP. Os modelos estão ordenados a partir do mais plausível (do menor para o maior valor de AICc). Para cada modelo, foram informados o número de parâmetros (K), o peso de evidência (w_i), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo ($\Delta AICc$), e o sinal do coeficiente de cada variável presente. Os códigos das variáveis seguem a tabela 1.

Variável resposta	Modelo(s) selecionado(s)	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i	Coeficientes					
						esforço	v	e	p	m	c
<i>Dasypus novemcinctus</i>	e	3	16,7	0,00	0,5485	+		-			
<i>Cerdocyon thous</i>	c	3	27,2	0,00	0,4497	-					-
	esforço	2	29,1	1,93	0,1714	-					
<i>Eira barbara</i>	e	3	27,4	0,00	0,4339	+		+			
<i>Nasua nasua</i>	esforço	2	34,5	0,00	0,1897	+					
	c	3	34,5	0,01	0,1887	+					-
	m	3	34,5	0,03	0,1869	+				+	
	v	3	36,3	1,78	0,0778	+		-			
<i>Mazama sp.</i>	esforço	2	32,1	0,00	0,2790	+					
	v	3	33,6	1,50	0,1321	+		-			
	c	3	33,8	1,74	0,1168	+					-
<i>Leopardus sp.</i>	esforço	2	35,1	0,00	0,3252	+					
	m	3	36,9	1,80	0,1321	+				+

Figura 1. a) Mapa do estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição atual dos remanescentes de Mata Atlântica (cinza) e localização da região de Tapiraí/Piedade (retângulo), e b) localização das sedes de propriedades em um raio de 800 m (círculos) ao redor dos 24 sítios de amostragem (cruzes). O gradiente de cor dos pontos mostra o número de residentes por propriedade. As manchas cinza claro representam floresta em estágio intermediário a avançado de regeneração; e as traçadas em preto, as estradas (mais escuro- asfalto, mais claro- terra).

Figura 2. Biplot do primeiro e segundo eixos da análise de componentes principais com a densidade de folhagem em diferentes estratos da vegetação para os 24 sítios de amostragem em Tapiraí/ Piedade, SP.

Capítulo 5

Considerações finais

Tendo em vista a importância ecológica (Dirzo e Miranda 1990, Terborgh et al. 2001) e o grau de ameaça dos mamíferos de maior porte (Baillie 2004, Morrison et al. 2007), essa dissertação procurou preencher parte das inúmeras lacunas de conhecimento sobre este grupo de animais, ao estudá-los em um bioma tão ameaçado como a Mata Atlântica. Atualmente grande parte deste bioma corresponde a pequenas manchas de floresta imersas em uma matriz antropizada (Câmara 2005). São escassos os estudos que trazem informações sobre a composição das espécies de mamíferos de maior porte que persistem nestes ambientes alterados, de como se dá sua distribuição sob estas novas condições e quais fatores comuns nestas paisagens são limitantes para cada espécie. Dada a falta de conhecimento, novas ocupações e empreendimentos são realizados sem que possamos apontar medidas mitigatórias objetivas para a preservação deste grupo de animais.

Um dos motivos para a existência de tantas lacunas de conhecimento sobre este grupo de mamíferos em particular é a dificuldade de amostragem, dados os hábitos discretos e baixas densidades naturais, que fazem com que seja difícil detectá-los (Becker e Dalponte 1991). Mesmo quando são detectados o número de registros obtidos geralmente é baixo ainda que com um alto esforço amostral, dificultando inferências confiáveis sobre seu comportamento e distribuição (Carrillo et al. 2000). Assim, na tentativa de avaliar métodos alternativos de amostragem para este grupo em paisagens dominadas pelo homem, no segundo capítulo procurei acessar de forma comparada a eficiência e a congruência na detecção de mamíferos de maior porte entre armadilhas fotográficas e pegadas em parcelas de areia e entre dois tipos de iscas. A partir dos dados obtidos, tive acesso ao retrato das espécies de mamíferos de maior porte que persistem em paisagens antropizadas de Mata Atlântica e avaliei, no terceiro e quarto capítulos desta dissertação, quais são os fatores relacionados à ocupação e atividades humanas que determinam a distribuição destas espécies.

No segundo capítulo, notei que é difícil utilizar os dados de estudos de comparação de métodos disponíveis na literatura para a generalização dos resultados que obtive, dada a heterogeneidade encontrada nestes estudos quanto à comunidade amostrada, delineamentos experimentais, variáveis analisadas, e número ou tamanho das unidades de

contagem de pegadas que são comparadas com uma armadilha fotográfica. Apesar disso, os resultados de outros estudos mostram que o desempenho dos métodos avaliados varia de acordo com a espécie e a região amostrada, devido a interferências das condições climáticas e de ações humanas nos métodos utilizados, ressaltando a importância do teste e avaliação dos métodos para diferentes regiões e comunidades animais.

Através de delineamento padronizado e pareado, minimizando outras possíveis fontes de variação nos dados obtidos, mostrei que a eficiência dos dois métodos é semelhante no registro da maioria das espécies e na estimativa da riqueza de espécies, refletindo de maneira similar o padrão de ocorrência das espécies entre as diferentes áreas. Isso indica que apresentam o mesmo potencial para o registro das espécies alvo e para o estudo de fatores que afetam a distribuição destas espécies. É importante ressaltar que a obtenção de resultados semelhantes entre estes métodos se deve a maneira como as unidades amostrais foram dispostas, utilizando uma câmera em comparação a quatro parcelas de areia de 0,5 x 0,5 m espaçadas como uma única unidade amostral, aumentando assim a superfície de ação deste método. Uma vez que ambos os métodos amostraram praticamente as mesmas espécies, detectando o mesmo padrão de dominância entre elas, os resultados sugerem que não há a necessidade de utilização dos dois métodos em conjunto para a obtenção de dados complementares, o que facilita a análise dos dados, já que é difícil trabalhar em conjunto dados vindos de fontes tão diferentes. Assim, a decisão sobre o método a ser utilizado em trabalhos futuros pode focar na avaliação de outras características como a disponibilidade de recursos financeiros para o investimento de curto e longo prazo e de recursos humanos, as condições climáticas locais e época de amostragem, a necessidade de individualização dos animais, dentre outras.

Os resultados da comparação do desempenho das diferentes iscas demonstram que, frente às iscas de cheiro utilizadas (PipDog e Catnip), a banana, mercadoria barata, facilmente encontrada e de fácil transporte e utilização em campo, é a isca mais eficiente na amostragem tanto das espécies herbívoras/frugívoras quanto das espécies onívoras. No entanto, dadas as baixas frequências de registro das duas únicas espécies de dieta estritamente carnívoras encontradas (pequenos felinos e furão), não foi possível perceber diferença no desempenho entre as iscas utilizadas para os carnívoros.

Uma vez que ambos os métodos apresentaram desempenho semelhante, optei por apresentar, na avaliação dos fatores que influenciam a distribuição das espécies na paisagem, os resultados originados a partir das armadilhas fotográficas. Isto porque os resultados advindos dos dados de parcelas de areia foram semelhantes, e apesar da maior rapidez do método de parcelas de areia no acúmulo de registros e de espécies, as armadilhas fotográficas permaneceram ativas por mais tempo em campo, resultando em um número total de registros maior.

Sabemos que a Mata Atlântica tem sido historicamente devastada e sofre de um longo processo de ocupação humana (Câmara 2005). Este quadro é também o da paisagem que estudei onde a ocupação humana tem cerca de 200 anos (IBGE 2008) e a maioria dos remanescentes florestais são de mata secundária, o que indica que representam matas perturbadas por corte seletivo ou que foram completamente derrubadas no passado. Porém, uma característica desta paisagem que sai do padrão de intenso desmatamento comum ao bioma, é o fato de 49% de sua área ser ainda coberta por matas nativas, porcentagem alta se comparada à maioria das áreas tropicais fora de unidades de conservação, e de estar conectada a um dos maiores contínuos de Mata Atlântica remanescente. Esta alta porcentagem de mata remanescente cria a expectativa de que uma comunidade relativamente íntegra de mamíferos de maior porte persistiria nesta paisagem, como foi observado para outros grupos animais, como os pequenos mamíferos e as aves de sub-bosque (Banks-Leite submetido, Bueno 2008). Porém, o retrato da comunidade de mamíferos de maior porte encontrado nesta paisagem foi outro.

Ao contrário, a comunidade de mamíferos de maior porte encontrada mostrou-se simplificada e dominada por espécies generalistas, capazes de permanecer em áreas perturbadas e de vegetação secundária, como o gambá, tatu galinha, cachorro do mato, irara e quati (Michalski et al. 2006, Morkovchick-Nicholls et al. 2008). As espécies de mamíferos cuja ocorrência era esperada para a região (segundo sua distribuição) e que não foram registradas formam justamente o conjunto de espécies mais perseguidas, seja como fonte de carne (como é o caso de alguns grandes herbívoros) ou para proteção de animais de criação (como os grandes felinos). O gambá, espécie generalista cuja proliferação potencialmente exerce influência negativa sobre outros animais (Fonseca e Robinson 1990, Staller et al. 2005), apresentou uma dominância expressiva sobre as demais espécies,

sendo responsável por 75% dos registros. Além disso, a comunidade estudada deve estar sofrendo de um impacto adicional também conseqüente da fragmentação e ocupação humana - a presença freqüente de uma espécie exótica, o cão doméstico dentro dos remanescentes, espécie que apresentou mais registros do que sete das 11 espécies nativas encontradas.

Considerando que as condições encontradas na paisagem estudada não parecem ser piores do que o encontrado para a maior parte da Mata Atlântica, pelo menos fora de Unidades de Conservação, os resultados indicam a profunda modificação e rearranjo que as perturbações de longo prazo podem causar na comunidade de mamíferos de maior porte, e sugerem um quadro preocupante com relação a situação deste grupo de animais e ao funcionamento das florestas neste bioma. A proliferação e dominância de espécies generalistas, geralmente mesopredadores, pode ser resultado do favorecimento pelo processo de fragmentação e perda dos grandes predadores (Crooks e Soulé 1999) e pode trazer conseqüências negativas para outras espécies (Fonseca e Robinson 1990, Staller et al. 2005). A perda de grande parte dos predadores e dispersores de sementes e plântulas pode comprometer a composição, a diversidade e a regeneração destas florestas remanescentes (Dirzo e Miranda 1990). Neste contexto, é urgente que tenhamos um entendimento mais detalhado de como as espécies que permanecem sob estas condições se encontram distribuídas, de maneira a subsidiar ações para a conservação, manejo e recuperação de paisagens de Mata Atlântica.

Pouco se sabe sobre as espécies exóticas invasoras que habitam a Mata Atlântica (Reaser et al. 2005). Cães domésticos, por exemplo, tem sido recentemente encontrado com freqüência dentro dos remanescentes deste bioma (Srbek-Araujo e Chiarello 2008, Torres 2008), e apesar de predarem e competirem com espécies nativas (Campos et al. 2007) e serem transmissores de doenças (Whiteman et al. 2007), pouco se sabe acerca dos fatores que podem influenciar ou facilitar a entrada desta espécie exótica em remanescentes de vegetação nativa. Assim, no terceiro capítulo, avaliei quais os fatores facilitam a ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, considerando fatores que a literatura sugeria como potencialmente importantes: a extensão de estradas (terra e asfalto) no entorno dos remanescentes, que poderia facilitar o acesso aos mesmos, a quantidade de cães domésticos no entorno, a quantidade de mata remanescente no entorno e a qualidade

da vegetação dos remanescentes. Os resultados demonstraram que quanto maior o número de cães no entorno, maior a probabilidade de que o cão ocorra no remanescente de mata, e quanto menor a quantidade de mata no entorno, maior a frequência de ocorrência de cães domésticos no remanescente. Desta forma, uma das principais medidas para evitar a invasão de cães domésticos deve ser o controle populacional de cães mantidos pela população humana, principalmente em regiões rurais. Uma vez que os cães parecem entrar com maior facilidade nos remanescentes de regiões com menor quantidade de mata, espécies nativas estariam mais protegidas do contato com esta espécie exótica em fragmentos de maior extensão e em regiões com maiores proporções de mata remanescentes.

No quarto capítulo, analisei a influência de múltiplos fatores correlacionados e associados a ocupação e atividades humanas sobre a distribuição das espécies nativas de mamíferos de maior porte. Para isso escolhi os fatores que, segundo a literatura, causam impacto sobre estas espécies e que geralmente não são considerados simultaneamente nos trabalhos anteriormente realizados: distância a estrada de asfalto, quantidade de pessoas residentes no entorno, frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, quantidade de mata remanescente no entorno e qualidade da vegetação. Os resultados mostraram que há ampla variação na resposta das espécies a estes fatores. No entanto, as variáveis que parecem ser mais importantes para a distribuição de um número maior de espécies - distância a estrada de asfalto e a entrada dos cães domésticos nos remanescentes – apesar de correlacionadas ao tamanho dos remanescentes, não estão associadas à disponibilidade de habitat, fator usualmente considerado o mais importante nos trabalhos que avaliam um ou poucos fatores. Este resultado mais uma vez reforça a importância, especialmente em paisagens fragmentadas complexas, de se considerar fatores múltiplos ao analisar a influência de características da paisagem sobre a distribuição das espécies (Brook et al. 2008, Gardner et al. em preparação).

Em conjunto, os resultados desta dissertação indicam que: (1) para a conservação de uma comunidade íntegra de mamíferos de maior porte na Mata Atlântica é necessário, não apenas a manutenção de grandes contínuos de mata nativa ou de paisagens com percentual alto de matas remanescentes, mas a redução drástica das perturbações associadas à ocupação e atividades humanas; (2) em paisagens já fragmentadas e ocupadas,

a simplificação da comunidade de mamíferos de maior porte tem provavelmente consequências importantes para os processos ecológicos e os serviços ambientais; (3) o manejo e restauração destas paisagens devem considerar a proximidade entre os remanescentes florestais e estradas, principalmente as asfaltadas e de alto tráfego, e campanhas de conscientização da população humana e de controle e vacinação de cães domésticos.

BIBLIOGRAFIA

- Baillie J.E.M., Hilton-Taylor C., Stuart S.N. (Eds). 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Banks-Leite C., Ewers R.M., Metzger J.P. Submetido. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Journal of Animal Ecology*.
- Becker M., Dalponte J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros – Um guia de campo. Edunb-Editora Universidade de Brasília, Brasília.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology e Evolution* 23: 453-460.
- Bueno A.A. 2008. Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.
- Câmara I.G. 2005. Breve história da conservação da Mata Atlântica. *In*: Galindo-Leal C., Câmara I. de G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Campos C.B., Esteves C.F., Ferraz K.M.P.M.B., Crawshaw Jr. P.G., Verdade L.M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 273: 14-20.
- Carrillo E., Wong G., Cuarón A.D. 2000. Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 24 (6): 1580-1591.
- Crooks K.R., Soulé M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.
- Dirzo R., Miranda A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity-a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4 (4): 444-447.
- Fonseca G.A.B., Robinson J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Gardner T.A., Barlow J., Chazdon R., Ewers R., Harvey C.A., Peres C.A., Sodhi N. Em preparação. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.
- IBGE. 2008. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php. Acessado em setembro de 2008.
- Michalski F., Crawshaw Jr. P.G., Oliveira T.G., Fabián M.E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70(1-2): 52-57.
- Morkovchick-Nicholls L., Regan H.M., Deutschman D., Widyanata A., Martin B., Noreke L., Hunt T.A. 2008. Relationships between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragment. *Conservation Biology* 22 (1): 99-109

- Morrison J.C., Sechrest W., Dinerstein E., Wilcove D.S., Lamoreux J.F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88 (6): 1363-1380.
- Reaser J.K., Galindo-Leal C., Ziller S.R. 2005. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. *In: Galindo-Leal C., Câmara I. de G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas.* Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Srbek-Araujo A.C., Chiarello A.G. 2008. Domestic dog 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 (4): 631-637.
- Staller E.L., Palmer W.E., Carroll J.P., Thornton R.P., Sisson D.C. 2005. Identifying predators at bobwhite northern nests. *Journal of Wildlife Management* 69 (1): 124-132.
- Terborgh J., Lawrence L., Nuñez P., Rao M., Shahabuddin G., Orihuela G., Riveros M., Ascanio R., Adler G.H. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294 (5548): 1923-26.
- Torres P.C. 2008. Ocorrência de cães domésticos (*Canis familiaris*) em fragmentos de Mata Atlântica em zona rural e urbana e sua relação com a ocupação humana no entorno. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Whiteman C.W., Matushima E.R., Confalonieri U.E.C., Palha M.D.C., da Silva A.S.L., Monteiro V.C. 2007. Human and domestic animal population as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 138: 290-296.

RESUMO

Nessa dissertação, avaliei a eficiência e congruência de métodos para amostragem de mamíferos de maior porte e investiguei a influência de fatores múltiplos correlacionados, comuns em paisagens fragmentadas, sobre a distribuição destes animais em remanescentes de Mata Atlântica. Através de amostragens padronizadas em 24 remanescentes florestais de uma paisagem rural com 49% de remanescentes florestais no Planalto Paulista e de um delineamento pareado, no capítulo 2 comparei o desempenho e a congruência de dois métodos (pegadas em parcelas de areia e armadilhas fotográficas) e de dois tipos de isca (banana e iscas de cheiro) para a estimativa da riqueza e taxa de ocorrência de mamíferos de maior porte. Ambos os métodos se mostraram adequados para o estudo destes animais em florestas tropicais e dos fatores que afetam sua distribuição em paisagens alteradas, pois (1) registram as espécies de menor porte e noturnas, (2) podem ser padronizados entre áreas heterogêneas, (3) apresentam desempenho semelhante no registro da maioria das espécies e da riqueza de espécies, e (4) refletem de maneira similar o padrão de ocorrência das espécies entre diferentes áreas. Frente às iscas de cheiro utilizadas, a banana foi a isca mais eficiente na amostragem tanto das espécies herbívoras/frugívoras quanto das espécies onívoras, destacando a necessidade da padronização das iscas utilizadas e do uso de iscas complementares ou de iscas que atraíam uma ampla gama de animais. Usando os dados obtidos com armadilhas fotográficas, avaliei quais fatores condicionam a presença e a frequência de ocorrência de cães domésticos (capítulo 3) e de mamíferos de maior porte (capítulo 4) nos remanescentes. Esta avaliação foi realizada através da seleção de modelos de regressão construídos com base na relação causal entre os fatores estudados - que pode ser estabelecida a partir de como usualmente se dá a expansão das atividades humanas em florestas neotropicais - e comparados através do critério de informação AIC (The Akaike Information Criterion). Para o cão doméstico, foram considerados quatro fatores: extensão de estradas, quantidade de mata e número de cães domésticos no entorno, e qualidade da vegetação. Foi observada uma forte relação positiva entre o total de residentes e o total de cães domésticos no entorno dos remanescentes. Dentro dos remanescentes, o cão doméstico foi mais registrado do que sete das 11 espécies nativas, sua ocorrência foi mais bem explicada pela quantidade de cães no entorno, e sua frequência de ocorrência pela diminuição da quantidade de mata no entorno, o que mostra a necessidade de controle

populacional desta espécie no entorno de áreas naturais e da manutenção de áreas florestadas mais extensas, menos suscetíveis a entrada deste invasor. Para os mamíferos de maior porte, os fatores considerados foram: quantidade de mata e número de residentes no entorno dos remanescentes, distância à estrada de asfalto, frequência de ocorrência de cães domésticos nos remanescentes, e qualidade da vegetação dos remanescentes. Os resultados demonstraram que, apesar da ampla variação na resposta das espécies a estes fatores, a distância a estradas de asfalto e a frequência de ocorrência de cães domésticos, fatores que são correlacionados a disponibilidade de habitat e não são frequentemente considerados, determinaram a distribuição de um número maior de espécies. A comunidade de mamíferos de maior porte encontrada é simplificada, dominada por espécies generalistas e com poucos dispersores e predadores de sementes e plântulas, o que pode levar a consequências negativas para outras espécies e para o funcionamento e regeneração das florestas remanescentes. Estes resultados sugerem que para a conservação de uma comunidade íntegra de mamíferos de maior porte na Mata Atlântica é necessário, não apenas a manutenção de grandes contínuos de mata nativa ou de paisagens com percentual alto de matas remanescentes, mas a redução drástica das perturbações associadas à ocupação e atividades humanas. O manejo e restauração de paisagens devem considerar a proximidade entre os remanescentes florestais e estradas, principalmente as asfaltadas e de alto tráfego, e a importância de campanhas de controle populacional e vacinação de cães domésticos.

ABSTRACT

In this master thesis, I evaluated the efficiency and congruence of methods for sampling large mammals, and investigated the influence of multiple and correlated factors, common in fragmented landscapes, on the distribution of these animals in Atlantic Forest remnants. Through standardized surveys at 24 forest remnants in a rural landscape with 49% of remaining forest in the Planalto Paulista and using a paired design, in chapter 2 I compared the performance and the congruence of two methods (tracks in sand plots and camera-trapping) and of two types of baits (banana and scent lures) for estimating richness and rate of occurrence of large mammals. Both methods are suitable for studying these animals in tropical forests as well as the factors that affect their distribution in disturbed landscapes, because (1) they record medium-sized and nocturnal species, (2) can be standardized

among heterogeneous sites, (3) present similar performance for recording most species and richness, (4) reflect in similar ways the pattern of species occurrence among different sites. Compared with scent lures, banana was the most efficient bait for sampling herbivores/frugivores as well as omnivores, highlighting the need to standardize baits and use complementary baits or baits that attract a wide range of animals. Using camera-trapping data, I evaluated which factors determine the presence and the frequency of occurrence of domestic dogs (chapter 3) and of large mammals (chapter 4) in remnants. This evaluation was done through the selection of regression models built based on the causal relationship among studied factors – which can be established from the way expansion of human activities usually happens in neotropical forests – and compared through the AIC, The Akaike Information Criterion. For the domestic dog, four factors were considered: extension of roads, amount of forest and number of domestic dogs in the surroundings, and vegetation quality. It was observed a strong positive relationship between the total number of residents and the total number of domestic dogs in the surroundings. Inside remnants, the domestic dog was more frequently recorded than seven of the 11 native species, its occurrence was better explained by the number of dogs in the surroundings, and its frequency of occurrence by the reduction of the amount of forest in the surroundings, which indicates the need of population control of this invasive species in the surroundings of natural areas and of the maintenance of extensive forests areas that are less susceptible to the entrance of this invasive species. For native large mammals, the considered factors were: amount of forest and number of residents in the surroundings, distance from paved roads, frequency of occurrence of domestic dogs and vegetation quality. Results suggested that, despite the large variation in the responses of species to the studied factors, distance from paved roads and frequency of occurrence of domestic dog, factors that are correlated with habitat availability and are not frequently considered, determined the distribution of a larger number of species. The large mammal community found is simplified, dominated by generalist species and with few seed and seedling dispersers and predators, which can lead to negative consequences to other species and to forest functioning and regeneration. These results suggest that for conserving a complete large mammal community at the Atlantic Forest, not only the maintenance of large tracts of continuous forest or landscapes with high percentage of remaining forest is needed, but also

a drastic reduction of disturbances associated with human activities and occupation. Landscape management and restoration should consider the proximity between forest remnants and roads, especially those that are paved and present high traffic, and the importance of campaigns of domestic dog population control and vaccination.