

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte
em uma paisagem fragmentada com matriz de eucalipto, Capão
Bonito e Buri, SP.**

Elson Fernandes de Lima

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de Concentração: Ecologia
Aplicada

**Piracicaba
2012**

Elson Fernandes de Lima
Ecólogo

Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada com matriz de eucalipto, Capão Bonito e Buri, SP.

Orientadora:
Prof.^a. Dr.^a. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE
BARROS FERRAZ**

Co-Orientador:
Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de Concentração: Ecologia
Aplicada**

**Piracicaba
2012**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Lima, Elson Fernandes de

Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada com matriz de eucalipto, Capão Bonito e Buri, SP. / Elson Fernandes de Lima. - - Piracicaba, 2012.

117 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2012.

1. Amostragem 2. Ecologia da paisagem 3. Eucalipto 4. Fauna 5. Mamíferos
6. Seleção de modelos 7. Silvicultura I. Título

CDD 639.9
L732e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

A quem mais senão a eles, Aldo e Nair?

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos... Difíceis e, certamente, injustos. Mas é uma forma de retribuir a ajuda recebida, que no meu caso, precisa ser sobremaneira maiúsculo, porque os que me ajudaram não foram poucos. Devo começar agradecendo àqueles a quem jamais mediram esforços para que eu chegasse até aqui, meus queridos, amados e estimados pais, Aldo Fernandes de Lima e Nair José de Lima. Agradeço à vocês por tudo... ao esforço em me proporcionar sempre bons estudos, mas mais do que isso, por me ensinar aquilo que não se aprende na escola. Emendo com um sincero pedido de desculpas pelo reduzido tempo a que tenho dedicado à vocês, que certamente não está à altura de todo amor e dedicação investidos ao longo de todos esses anos. Essas poucas linhas de agradecimentos não traduzem minha gratidão por tudo o que vocês me proporcionaram, sobretudo a educação e disciplina. Vocês são seres dos quais me orgulho, respeito infinitamente e serei eternamente grato. Obrigado.

Agradeço à prof^a. Katia M. P. M. B. Ferraz em ter aceitado, desde minha chegada a Piracicaba, o desafio de me orientar. Agradeço pela compreensão e confiança depositada, mesmo sabendo de que eu dividiria o mestrado com o trabalho. Espero ter superado suas expectativas, e que tenha sido uma excelente troca de experiências, como para mim foi. Sou igualmente grato ao prof. Hilton Thadeu Z. do Couto por ter sido minha porta de entrada à pós-graduação e pela coorientação.

À prof^a. Eleonore Zulnara Freire Setz agradeço pelo apoio acadêmico, pelos conselhos profissionais e pela amizade ao longo dos últimos seis anos, a que devo grande parte dos meus conhecimentos sobre mamíferos e ecologia. Ao prof. Milton Cezar Ribeiro, o Miltinho, agradeço pelo relevante auxílio, jamais negado, por toda contribuição intelectual, parceria e incentivo constante. Estendo as palavras aos colegas John, Monique e, especialmente ao Rodrigo, então do LEEC/UNESP, campus Rio Claro, que auxiliaram no mapeamento.

Agradeço ao Klaus D. Barretto e à Mônica C. de Brito pela oportunidade, pela confiança e respeito ao meu trabalho e pelo constante e total apoio institucional provido pela Casa da Floresta, fundamentais para a realização deste sonho e objetivo de vida. Também agradeço aos demais amigos e colegas da Casa da

Floresta, em especial aos piás Rafael Borges, Diego Lara, Roger Tiago S. C. Santos, Leandro M. Silva e Fabrício P. A. Pereira, pelo excelente auxílio na coleta de dados, risadas e companheirismo durante as longas e chuvosas coletas de campo. Sou também grato à Fibria Celulose S. A., em especial ao João Augusti, por ter permitido e apoiado a realização deste trabalho.

Agradeço também à Izabela R. C. Oliveira por ter me auxiliado com as estatísticas e ter me apresentado ao ‘help(R)’. Valeu Iza!

Aos colegas do CMQ (ou LMQ), em especial à Maísa, Erica e Matheus, agradeço pelo companheirismo, amizade e auxílio mútuo e peço desculpas por minha frequente ausência. Agradeço também à Mara Casarin, secretária do PPGI em Ecologia Aplicada do CENA, pelo excelente suporte institucional.

Pelo apoio financeiro durante parte do período do mestrado, agradeço à CAPES/CNPQ (processo nº 158159/2011-0).

Agradeço aos pesquisadores Ma. Camila P. Castilho (UNICAMP), Ma. Carolina F. Esteves (consultora independente), Daniel H. Homem (Casa da Floresta), Dra. Eleonore Z. F. Setz (UNICAMP), Erica Maggiorini (ESALQ), Fernanda Meirelles (INPA), Ma. Maísa Z. Alves (ESALQ), Marcelo Magioli (ESALQ), Dr. Mauro Galetti (UNESP), Rodrigo A. Begotti (ESALQ), Dr. Renata A. Mioto (ESALQ), Me. Rodrigo A. Nobre (Seleção Natural), por contribuírem na obtenção do IQP.

Pelo apoio e amizade desde a graduação agradeço aos irmãos André “Santos” Vasconcelos, Yuri A. Forte, Márcia Sayuri Morinaga, Eduardo S. Pacífico e Daniel H. Homem. Pela existência agradeço aos amigos Carolina “Coró” Carvalho (valeu pela ajuda também nos Abstracts, Coró!), Fábio “Quase” P. Sá, Renato M. C. Amorim, Elaine Cristina Simonetti, Márcio R. Soares, Uriele F. Rocha, Clarissa G. Guerra, Luciane Lopes, sobrinhos Ana Flávia, Willyan, Isabela, Victor e Luís Felipe, irmãos Elton, Elcio e Adriana, a quem espero ter sido motivo de orgulho. Valeu pela torcida!

Finalizo e reitero meus sinceros e humildes agradecimentos à todos citados, sem os quais, eu não teria chegado até aqui (se bem que foi à duras penas... vocês poderiam ter ajudado mais, né?).

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO	13
Referências	16
2 A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE PODE SER EXPLICADA PELA ESTRUTURA DE UMA PAISAGEM FRAGMENTADA?.....	21
Resumo.....	21
Abstract	22
2.1 Introdução	23
2.2 Desenvolvimento	27
2.2.1 Materiais e Métodos	27
2.2.1.1 Área de Estudo.....	27
2.2.1.2 Fauna Local.....	30
2.2.1.3 Levantamento de Mamíferos.....	30
2.2.1.4 Riqueza, Grupos Funcionais e Diversidade Funcional.....	36
2.2.1.5 Espécies de Mamíferos Analisadas	37
2.2.1.6 Métricas da Paisagem em Multiescala	38
2.2.1.7 Análise dos Dados.....	40
2.2.2 Resultados	43
2.2.2.1 Espécies Registradas.....	43
2.2.2.2 Grupos Funcionais e Diversidade Funcional	46
2.2.2.3 Comparação entre os Usos do Solo: Eucalipto, Corredor Florestal e Fragmento Florestal	47
2.2.2.4 Composição da Comunidade	49
2.2.2.5 Modelos Seleccionados	51
2.2.3 Discussão.....	55
2.2.3.1 Grupos e Diversidade Funcionais como métricas de biodiversidade	55
2.2.3.2 A importância da matriz de eucaliptos.....	56
2.2.3.3 Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte.....	58
2.2.3.4 A estrutura da paisagem e a comunidade de mamíferos	59
2.2.3.5 Implicações para Conservação da Mastofauna.....	62
2.3 Conclusões.....	63
Referências	65

3 AVALIAÇÃO DE DIFERENTES MÉTODOS DE AMOSTRAGEM NO LEVANTAMENTO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NA FLORESTA ATLÂNTICA: CAMERA-TRAP, PARCELAS DE AREIA E ISCA ODORÍFERA	79
Resumo	79
Abstract.....	80
3.1 Introdução.....	81
3.2 Desenvolvimento	84
3.2.1 Materiais e Métodos.....	84
3.2.1.1 Área de Estudo	84
3.2.1.2 Coleta de Dados	85
3.2.1.3 Análise dos Dados	88
3.2.2 Resultados.....	90
3.2.2.1 Comparação dos métodos.....	90
3.2.2.2 Comparação de custos financeiros.....	95
3.2.3 Discussão	98
3.2.3.1 Eficiência dos métodos	98
3.2.3.2 Limitações dos métodos	100
3.2.3.3 Custos.....	102
3.3 Conclusões	103
Referências.....	105
ANEXOS.....	113

RESUMO

Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada em matriz de eucalipto, Capão Bonito e Buri, SP.

A conversão do uso do solo é uma das principais ameaçadas à fauna, pois a paisagem torna-se fragmentada e as áreas ocupadas por vegetação nativa são reduzidas, podendo alterar a estrutura das comunidades animais. Neste estudo, a comunidade de mamíferos de médio e grande porte (> 1 kg) foi avaliada em uma paisagem fragmentada com matriz de eucalipto, no sul do Estado de São Paulo, municípios de Buri e Capão Bonito (23°52'47" S; 48°23'24" O), através de três métodos distintos instalados conjuntamente (parcelas de areia, *camera-trap* e *scent stations* – nesta última foram utilizadas iscas atrativas específicas para carnívoros e onívoros, Canine Call® e Pro's Choice®). Os objetivos desta dissertação foram: i) avaliar a estrutura dessa comunidade em função da estrutura da paisagem; ii) comparar métodos de amostragem utilizados, discutindo sua aplicação. O levantamento das espécies foi realizado em cinco campanhas de cinco dias cada, entre 2010-2012, com unidades amostrais instaladas na matriz, nos corredores e nos fragmentos florestais, sendo que os elementos da paisagem foram avaliados em buffers de 250, 500, 1000 e 2000 m. Foram registradas 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte, sendo a maioria (n=18) encontrada nos ambientes ocupados por vegetação nativa. Embora em menor número, várias espécies foram registradas na matriz. Outras medidas de biodiversidade como riqueza de grupos e diversidade funcional foram avaliados, no entanto, foram redundantes ao número de espécies. As proporções de vegetação nativa, a 250 e 2000 m, foram as mais importantes para explicar a frequência de registros de diversas espécies. Em termos de composição, os conjuntos de espécies obtidos nos remanescentes e corredores florestais foram semelhantes. Dentre os métodos de amostragem, as parcelas de areia demonstraram ser mais eficientes em estudos curtos, porém, seu custo financeiro é significativamente superior para estudos de longo prazo. A utilização de iscas odoríferas é uma inovação na região neotropical, apesar de suas incertezas na atração da fauna. Uma desvantagem desses métodos é que várias espécies não podem ser precisamente identificadas, dada a semelhança dos rastros, o que raramente ocorre com a utilização de *cameras-trap*, onde os espécimes são visualizados em fotografias, permitindo uma identificação segura. As diferentes metodologias utilizadas apresentaram taxas de registros distintas, ou seja, não foram capazes de identificar a mesma comunidade, entretanto, as estimativas de riqueza, quando avaliadas separadamente, indicam que os três atingiram o mesmo resultado final. Este estudo sugere que paisagens silviculturais fragmentadas podem ser importantes para a conservação de mamíferos se bem planejadas, como a manutenção de manchas de habitat em bons estados de conservação e corredores que conectem os elementos florestais. Além disso, a utilização dos métodos de amostragem deve ser planejados de acordo com a finalidade do estudo.

Palavras-chave: Mastofauna; Ecologia de Paisagem; Seleção de Modelos; Comparação de métodos; Silvicultura

ABSTRACT

Medium to large-sized mammal community structure in a fragmented landscape with eucalyptus matrix, Capão Bonito and Buri, SP.

The land use conversion is a major threat to wildlife because the landscape becomes fragmented and the areas occupied by native vegetation are reduced, altering the structure of animal communities. In this study, the medium to large-sized mammal community (> 1 kg) was evaluated in a fragmented landscape in eucalyptus matrix, in the southern São Paulo State, Buri and Capão Bonito municipalities (23°52'47" S, 48°23'24" W), using three different methods installed together (sand plots, camera-trap and scent stations, where were used specific baits to carnivores and omnivores, Canine Call® and Pro's Choice®). The objectives of this work were: i) to evaluate the structure of the community as a function of landscape structure, ii) compare sampling methods used, discussing their application. The species sampling was conducted in five campaigns of five days each, between 2010-2012, with sampling units installed in the matrix, corridors and forest fragments. The landscape elements were evaluated in buffers with 250, 500, 1000 and 2000 m around. We recorded 20 medium and large mammals species, the majority (n=18) found in y native vegetation (corridors and habitat patches). Although only several species were recorded in the matrix. Other measures of biodiversity as a functional group richness and functional diversity were evaluated, however, the results were the same obtained to species richness. The proportions of native vegetation, 250 and 2000 m, were most important in explaining the records frequency for many species. In terms of composition, the assemblage obtained in the habitat patches and forest corridors were similar. Among the methods of sampling, the sand plots was more effective in short-term assessment, however, its financial cost is significantly higher for long-term studies. The use of lure in scent stations is an innovation in the Neotropical, despite their uncertainties in attracting the animals. A disadvantage of these methods is that several species cannot be accurately identified because of the similarity of the tracks, which rarely occurs with the use of cameras-trap, where the specimens are shown in photographs, allowing a reliable identification. The different methodologies used showed different rates of records, or were not able to identify the same community, however, the richness estimates, when evaluated separately, indicate that the three would achieve the same result. This study suggests that forestry fragmented landscapes may be important for mammals conservation if well planned, such as the maintenance of habitat patches and corridors that connect the remaining habitat fragments. Furthermore, the use of sampling method must be planned according to the purpose of study.

Keywords: Mammalia; Landscape Ecology; Model Selection; Methods Comparison; Forestry

1 INTRODUÇÃO

Uma das principais causas da perda da biodiversidade é a conversão do uso do solo originada pelas atividades humanas, com a consequente substituição de vegetação nativa, acarretando perda e fragmentação de habitat (CROOKS; SOULÉ, 1999; BROOKS et al., 2002; FAHRIG, 2003; GEHRING; SWIHART, 2003; PARDINI et al., 2005; FISCHER; LINDENMAYER, 2007; METZGER et al., 2009; SODHI et al., 2009). Os organismos presentes nas parcelas remanescentes, em especial espécies incapazes de se deslocar entre as manchas de habitat (TAYLOR et al., 1993), ficam isolados e expostos a fatores endógenos, como alterações no seu comportamento, biologia e interações entre espécies, aumentando o risco de extinção por eventos estocásticos, como variações demográficas aleatórias ou endogamia (WOODROFFE; GINSBERG, 1998; FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

Em estudos de Ecologia da Paisagem, a matriz é um dos elementos mais importantes, sendo definida como o uso do solo que ocupa maior proporção em uma paisagem (FORMAN; GODRON, 1996). As abordagens mais atuais supõem as matrizes não como áreas absolutamente inóspitas, mas ao contrário, apesar de sua evidente dominância na paisagem, as espécies são capazes de diferenciá-las, usando-as em maior ou menor grau (RICKKETS, 2001; TEWS et al., 2004; BALI et al., 2007), o que deve ser considerado como relevante, especialmente em estudos com espécies que presumivelmente utilizem o elemento dominante da paisagem (LINDENMAYER et al., 2008).

As respostas da biota ao uso do solo na matriz e à estrutura da paisagem são peculiares (BENNETT et al., 2006; COSENTINO et al., 2011), onde as espécies mais plásticas podem se adaptar à áreas mais ou menos fragmentadas. O grau de fragmentação da paisagem é um fator capaz de alterar os parâmetros das comunidades biológicas – alguns estudos identificaram limiares de fragmentação, onde as taxas de extinção de espécies aumentam abruptamente, acarretando severas alterações, por exemplo, no número de espécies encontradas localmente (OLIVEIRA-FILHO; METZGER, 2006; PARDINI et al., 2010).

Uma forma de atenuar os efeitos da fragmentação e, conseqüentemente, reduzir a perda da biodiversidade, é incrementar a conectividade entre as parcelas de habitat remanescentes, tornando a paisagem mais permeável (BAUM et al., 2004; FAHRIG, 2007). Para isso, uma das técnicas mais utilizadas tem sido a manutenção

de corredores florestais (LAURANCE; LAURANCE, 1999; BOLGER et al., 2001; HADDAH et al., 2003; PARDINI et al., 2005; LAURANCE et al., 2008).

Corredores florestais são faixas lineares que conectam estruturalmente manchas isoladas de habitat (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000; HADDAH et al., 2003; DAMSCHEN et al., 2006). No entanto, sua efetividade depende não somente da estrutura *per se*, mas de sua funcionalidade, dependente das características do mosaico e do arranjo da paisagem no entorno, ou seja, da configuração da *matriz* em conjunto com os outros usos do solo (BENNETT et al., 2006), podendo aumentar a probabilidade de dispersão dos organismos, cujos custos compensem os riscos no deslocamento através do corredor (BÉLISLE, 2005; COSENTINO et al., 2011).

Diversos estudos demonstraram a importância dos corredores na paisagem, onde, de fato, se observou maior conectividade funcional entre os remanescentes interligados (BENNETT, 2003; HADDAD et al., 2003; BAUM et al., 2004; STEVENS et al., 2004; DAMSCHEN et al., 2006; BALI et al., 2007). Não obstante, isso não é conclusivo, sendo que a efetividade dos corredores florestais é bastante questionada (PROCHE et al., 2005). No entanto, a distribuição e estrutura da comunidade de mamíferos pode ser influenciada pelo mosaico de usos do solo (CAVIA et al., 2009), como tamanho e isolamentos das manchas de habitat (CROOKS, 2002), tipo de uso do solo (DOTTA; VERDADE, 2011) e/ou estrutura da paisagem (GEHRING; SWIHART, 2003; LYRA-JORGE et al., 2010).

O uso do solo no Brasil é fortemente marcado pela produção agrícola, sendo 174 milhões de hectares (ou cerca de 20% do território nacional) ocupados por áreas de pastagens (ABIEC, 2012). Em menores proporções, mas não menos importantes, a cana-de-açúcar e a soja ocupam, respectivamente, 21,0 e 8,7 milhões de hectares (APROSOJA, 2012; CANASAT, 2012). A área de reflorestamentos de eucalipto no Brasil ocupa atualmente cerca de 4,9 milhões de hectares, com crescimento no período 2010-2011 de 2,5%, consolidando o país como um dos maiores produtores de florestas plantadas, sendo atualmente o 3º no *ranking* mundial, com a produção destinada principalmente à indústria da celulose branqueada, matéria-prima para a produção de papéis, principalmente sanitários, para escrever e embalagens (ABRAF, 2012).

No entanto, os estudos desenvolvidos com mamíferos de médio e grande porte no Brasil em paisagens de matriz silvicultural são escassos (BARLOW et al., 2007; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; MENDONÇA, 2009; TIMO, 2009;

DOTTA; VERDADE, 2011) e concentrados na região Sudeste, com destaque para o estado de São Paulo, segundo maior produtor nacional de *Eucalyptus*, com 1,03 milhões de hectares de área ocupada em 2011 (ABRAF, 2012). Dotta e Verdade (2011), na Mata Atlântica, não encontraram diferença entre as riquezas na matriz silvícola e em manchas de habitat; diferente do resultado de outros estudos na Amazônia (BARLOW et al., 2007) e Cerrado (LYRA-JORGE et al., 2010).

Além das características da matriz, a qualidade das manchas de habitat pode influenciar na presença das espécies na paisagem (PRUGH et al., 2008), ou seja, a ausência em matrizes antrópicas pode ser justificada pela baixa qualidade dos remanescentes. Entretanto, os diferentes usos do solo empregados na matriz, geram diferentes consequências para a biota (PRUGH et al., 2008). Matrizes estruturalmente semelhantes ao habitat original podem facilitar o deslocamento de indivíduos pela paisagem, sendo determinantes na ocorrência das espécies em fragmentos florestais (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2004; PARDINI et al., 2009).

Além disso, as influências da paisagem sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte podem ocorrer em diferentes escalas da paisagem, que pode variar de acordo com as espécies, dependendo de suas características e comportamentos (GEHRING; SWIHART, 2003; LYRA-JORGE et al., 2010; LÓPEZ-BAO; GONZÁLEZ-VARO, 2011). Dentro deste contexto, o enfoque desta dissertação foi avaliar as alterações na estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em função da estrutura da paisagem, o que representa uma lacuna no conhecimento da biologia desse grupo da fauna, em especial em matriz de plantios comerciais de eucalipto (capítulo 2), além de apresentar uma comparação entre métodos de coleta utilizados para essa comunidade (capítulo 3).

Referências

ABIEC. **Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne**. Disponível em: <<http://www.abiec.com.br>>. Acesso em: 24 ago. 2012.

ABRAF – Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico da ABRAF 2012 ano base 2011**. Brasília: ABRAF, 2012. 150p.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous birds species in Amazonian Forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, p. 441-451, 2005.

APROSOJA. **Associação dos Produtores de Soja e Milho do Mato Grosso**. Disponível em: <<http://www.aprosoja.com.br/home.aspx>>. Acesso em: 24 ago. 2012.

BALI, A.; KUMAR, A.; KRISHNASWAMY, J. The mammalian communities on coffee plantations around a protected area in the Western Ghats, India. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, n. 1-2, p. 93-102, Sept., 2007.

BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; ARAUJO, I.S.; ÁVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J.E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M.S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N.F.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.; MESTRE, L.A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; SILVA, M. N.F. da; SILVA MOTTA, C. da; PERES, C.A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, Nov., 2007.

BAUM, K.A.; HAYNES, K.J.; DILLEMUTH, F.P.; CRONIN, J.T. The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones. **Ecology**, Durham, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, Oct., 2004.

BÈLISLE, M. Measuring Landscape Connectivity: the Challenge of Behavioral Landscape Ecology. **Ecology**, Durham, v. 86, n.8, p. 1988-1995, Aug., 2005.

BENNETT, A.F. **Linkages in the Landscape**: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN: The world conservation union, Victoria: Australia, 2003.

BENNETT, A.F.; RADFORD, J.Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implication for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 133, p. 250-264, Nov., 2006.

BOLGER, D.T.; SCOTT, T.A.; ROTENBERRY, J.T. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. **Biological Conservation**, Essex, v. 102, p. 213-224, 2001.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 4, p. 909-923, Aug, 2002.

CANASAT. **Monitoramento da cana-de-açúcar via imagens de satélite**. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat>>. Acesso em: 24 ago. 2012.

CAVIA, R.; CUETO, G.R.; SUÁREZ, O.V. Changes in rodent communities according to the landscape structure in an urban ecosystem. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 90, n. 1/2, p. 11-19, Mar., 2009.

COSENTINO, B.J.; SCHOOLEY, R.L.; PHILLIPS, C.A. Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, p. 371-379, Mar, 2011.

CROOKS, K.R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 488-502, Abril, 2002.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, Ago., 1999.

DAMSCHEN, E.I.; HADDAD, N.M.; ORROCK, J.L.; TEWKSBURY, J.J.; LEVEY, D.J. Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. **Science**, Washington, v. 313, p. 1284-1286, Sept., 2006.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 75, n. 4, p. 345-352, Nov., 2011.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, Aug, 2003.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, Durham, v. 21, p. 1003-1015, 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 265-280, May, 2007.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986. 619 p.

GEHRING, T.M., SWIHART, R.K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 109, p. 283-295, Feb., 2003.

HADDAD, N.M.; BOWNE, D.R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B.J.; LEVEY, D. J.; SARGENT, S.; SPIRA, T. Corridor Use by Diverse Taxa. **Ecology**, Durham, v. 84, n. 3, p. 609-615, Mar, 2003.

LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 231-239, 1999.

LAURANCE, W.F.; LAURANCE, S.G.; HILBERT, D.W. Long-Term Dynamics of a Fragmented Rainforest Mammal Assemblage. **Conservation Biology**, Essex, v. 22, n. 5, p. 1154-1164, 2008.

LINDENMAYER, D.; HOBBS, R.J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; ALEXANDRA, J.; BENNETT, A.; BURGMAN, M.; CALE, P.; CALHOUN, P.; DRISCOLL, D.; FAHRIG, L.; FISCHER, J.; FRANKLIN, J.; HAILA, Y.; HUNTER, M.; GIBBONS, P.; LAKE, S.; LUCK, G.; MacGREGOR, C.; McINTYRE, S.; Mac NALLY, R.; MANNING, A.; MILLER, J.; MOONEY, H.; NOSS, R.; POSSINGHAM, H.; SAINDEERS, D.; SCHMIEGELOW, F.; SCOTT, M.; SIMBERLOFF, D.; SISK, T.; TABOR, G.; WALKER, B.; WIENS, J.; WOINARSKI, J.; ZAVALETA, E. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 1, p. 78-91, Jan, 2008.

LÓPEZ-BAO, J.V.; GONZÁLEZ-VARO, J.P. Frugivory and Spatial Patterns of Seed Deposition by Carnivorous Mammals in Anthropogenic Landscapes: A Multi-Scale Approach. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 1, e14569, 2011.

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

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 56, n. 3, p. 359-368, Jun, 2010.

MENDONÇA, L.S. **Os médios e grandes mamíferos de mosaicos em áreas de reflorestamentos no centro-oeste paulista**. 2009. 139p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

METZGER, J.P. Conservation Issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1138-1140, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, F.J.B.; METZGER, J.P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, p. 1061-1073, Oct, 2006.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 253-266, Jul, 2005.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 10, e13666, Oct 2010.

PARDINI, R.; FARIA, D. ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M. BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 253-266, 2005.

PROCHE, E.; WILSON, J.R.; VELDTMAN, R.; KALWIJ, J.M.; RICHARDSON, D.M.; CHOWN, S.L. Landscape Corridors: Possible Dangers? **Science**, Washington, v. 310, p. 781-782, Nov 2005.

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

RICKETTS, T.H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, Chicago, v. 158, n. 1, p. 87-99, Jul. 2001.

SODHI, N.S.; BROOK, B.W.; BRADSHAW, C.A.J. Causes and consequences of species extinctions. In: LEVIN, S.A.; CARPENTER, S.R.; GODFRAY, H.C.J.; KINZIG, A.P.; LOREAU, M.; LOSOS, J.B.; WALKER, B.; WILCOVE, D.S. **The Princeton Guide to Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 2009. p. 514-520.

STEVENS, V.M.; POLLUS, E.; WESSELINGH, R.A.; SHTICKZELLE, N.; BAGUETTE, M. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 19, p. 829-842, n. 8, Dec., 2004.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, Copenhagen, v. 68, n. 3, p. 571-573, Dec., 1993.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, p. 79-92, Jan, 2004.

TIMO, T.P.C. **Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São Paulo**. 2009. 111p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, Copenhagen, v. 90, p. 7-19, Jul., 2000.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J.R. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. **Science**, Washington, v. 280, p. 2126-2128, Apr, 1998.

2 A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE PODE SER EXPLICADA PELA ESTRUTURA DE UMA PAISAGEM FRAGMENTADA?

Resumo

Dentre as principais ameaças à fauna, destacam-se os processos causados pela conversão do uso do solo, como a fragmentação e redução de habitat, que alteram drasticamente as características da paisagem e por consequência podem alterar a estrutura das comunidades animais. O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte (>1 kg) em função da estrutura da paisagem em uma área de produção florestal de eucalipto, na região sul do estado de São Paulo. O levantamento da comunidade de mamíferos de médio e grande porte foi realizado na matriz de eucalipto, em fragmentos florestais e corredores, onde foram instaladas 16 unidades amostrais. As variáveis explanatórias (proporção de vegetação nativa, proporção de vegetação em estágio sucessional médio e inicial, densidade hidrográfica, densidade de carreadores, distância para área urbana, declividade e fluxo acumulado) foram obtidas em *buffers* no entorno de cada unidade amostral, em raios de 250, 500, 1000 e 2000 metros. Além dessas, foi calculado um índice de qualidade da paisagem obtido através de entrevista a especialistas em mamíferos, onde se buscou atribuir índices para cada paisagem avaliada em função dos usos do solo nos respectivos *buffers*. Foram registradas 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte, sendo 18 em fragmentos florestais, 13 em corredores e apenas nove na matriz de eucalipto. A riqueza média e frequência de registros de mamíferos foi estatisticamente diferente entre fragmentos florestais e matriz ($H=10,03$; $H=10,73$; $p<0,01$). A diversidade funcional e riqueza de grupos funcionais, obtidos através do conjunto de espécies registrado em cada unidade amostral, foram iguais entre corredores e fragmentos, sendo diferentes das obtidas para talhões de eucaliptos ($H=9,82$; $H=10,33$; $p<0,01$). Em termos de composição, os corredores e fragmentos apresentaram comunidades semelhantes, bastante distintas da verificada para a matriz. A seleção de modelos pelo critério de informação Akaike indicou a vegetação nativa nos *buffers* de 250 e 2000 m como a principal variável para explicar a estrutura da comunidade de mamíferos. Este estudo sugere que a matriz de eucaliptos pode contribuir para a conservação da mastofauna, desde que contenha remanescentes de vegetação nativa bem conectados. Na área de estudo, onde embora a paisagem seja fragmentada, as manchas de habitat são presumivelmente conectados, uma vez que grande proporção das espécies foram registradas nos corredores florestais que interligam diversos remanescentes, destacando a importância das áreas privadas, como Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanentes para a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Riqueza de Espécies; Diversidade Funcional; Grupos Funcionais; AIC; Mata Atlântica; Fragmentação; Seleção de Modelos; Plantação de Eucalipto

Abstract

Among the major threats to wildlife, we highlight the processes caused by the land use conversion, such as reduction and habitat fragmentation, that alters dramatically the landscape features and therefore it may alter the structure of animal communities. The aim of this study was to evaluate how the community structure of medium and large mammals (> 1 kg) is affected by the structure of the landscape in an area of eucalypt forest production in the southern of São Paulo State. The survey of the mammal community was performed in eucalypt matrix, forest fragments and corridors, where 16 sample units were installed. The explanatory variables (proportion of native vegetation, proportion of native vegetation in initial and middle stage of forest succession, drainage density, trail density, distance to urban area, slope and accumulated flow) were obtained in buffers around each sample unit in 250, 500, 1000 and 2000 meters radius. Besides these, we calculated an index of landscape quality (IQP). Mammals' experts were interviewed and they were sought to assign values to each land use, then indices to the respective buffer were found. We recorded 20 species of medium to large sized mammals, 18 within forest fragments, 13 within corridors and only nine in the eucalyptus matrix. The average of mammals richness and frequency records was statistically different between forest fragments and matrix ($H=10.03$, $H=10.73$, $p<0.01$). The functional diversity and richness of functional groups, achieved by the assemblage reported in each sample unit, were equal in corridors and fragments, but differed from the *Eucalyptus* plantations ($H=9.82$, $H=10.33$, $p<0.01$). In terms of composition, the mammal communities of corridors and fragments were similar, quite distinct from that observed for the matrix. The model selection by Akaike Information Criterion (AIC) indicated that the native vegetation in the buffers of 250 and 2000 meters were the main variable to explain the community structure of mammals. This study suggests that the eucalyptus plantation can contribute to the conservation of mammals, since it contains fragment habitat well connected. In the study area, although the landscape is fragmented, habitat patches are presumably connected, since a large proportion of species was recorded in the forest corridors that connect various remnants, highlighting the importance of private areas such as Legal Reserves and Permanent Preservation Areas for biodiversity conservation.

Keywords: Species Richness; Functional Diversity; Functional Groups; AIC; Atlantic Rainforest; Habitat Fragmentation; Model Selection; Eucalypt Plantation

2.1 Introdução

Com cerca de 1,2 milhão de km² originalmente distribuídos pela costa leste do Brasil até o norte da Argentina, a Mata Atlântica, considerada como um dos *hotspots* mundiais, constitui-se como o segundo maior bloco de floresta tropical do Brasil (MYERS et al., 2000). Seu modelo de ocupação resultou num bioma altamente fragmentado, restando pouco mais de 11% de sua área original, distribuídos em sua maioria em pequenos fragmentos (<50 ha), com poucos remanescentes extensos (>1000 ha), dos quais apenas 9% são protegidos por unidades de conservação oficiais (RIBEIRO et al., 2009).

A única região onde a floresta atlântica pode ser considerada contínua é a Serra do Mar, no leste do estado de São Paulo, com mais de 1,1 milhão de hectares ainda preservados, ocupado principalmente por floresta ombrófila densa (RIBEIRO et al., 2009). As demais fitofisionomias da Mata Atlântica encontram-se mais severamente fragmentadas e os remanescentes inseridos em paisagens heterogêneas, em matrizes de diferentes usos do solo, resultado da histórica ocupação que coincide com as regiões de maior desenvolvimento do país (METZGER, 2009).

O processo de ocupação desordenada do solo acarreta o aumento do número de fragmentos, redução dos tamanhos dos remanescentes, aumento do isolamento entre as áreas e, secundariamente, redução de habitat disponível (FAHRIG, 2003). Esses fatores afetam negativamente diversos processos ecológicos, como o movimento da fauna (LAW; DICKMAN, 1998; PARDINI et al., 2005; FAHRIG, 2007; NORRIS et al., 2010), a persistência das populações (GASCON et al., 1999; PARDINI et al., 2005; FRATERRIGO et al., 2009; NEAVES et al., 2009; CUSHMAN et al., 2012), a interação de espécies (POLIS et al., 2004) e o funcionamento dos ecossistemas (FAHRIG et al., 2011). Em decorrência dessas alterações no ambiente, a fragmentação acarreta a perda da biodiversidade (CROOKS; SOULÉ, 1999; BROOKS et al., 2002; FAHRIG, 2003; GEHRING; SWIHART, 2003; PARDINI et al., 2005; FISCHER; LINDENMAYER, 2007; METZGER et al. 2009; SODHI et al., 2009; CANALE et al., 2012).

Os mamíferos de médio e grande porte desempenham papéis fundamentais na manutenção do equilíbrio ecológico do bioma, como a dispersão de sementes (ARAGONA; SETZ, 2001; ROCHA et al., 2004) e equilíbrio da cadeia trófica por

carnívoros (CROOKS; SOULÉ, 1999; MILLER et al., 2001; TERBORGH et al., 2001; RITCHIE; JOHNSON, 2009), que predam principalmente mamíferos de menor porte, aves e répteis (ARANDA; SANCHÉZ-CORDEIRO; 1996; GARLA et al., 2001; RAU; JIMÉNEZ, 2002; WANG, 2002; NUÑEZ et al., 2006; BIANCHI; MENDES, 2007; BIANCHI et al., 2011). Para a mastofauna, a Mata Atlântica representa o segundo bioma brasileiro em diversidade, onde são descritas 298 espécies de mamíferos, sendo 90 endêmicas (PAGLIA et al., 2012).

Em geral, os mosaicos resultantes do processo de fragmentação tornam-se pouco permeáveis para a dispersão das espécies (GASCON et al., 1999; BOSCOLO et al., 2008; HANSBAUER et al., 2008; UMETSU et al., 2008), mesmo para aqueles organismos com maior mobilidade como aves e mamíferos (CHIARELLO, 1999; BOSCOLO et al., 2008). Entretanto, há diversos fatores que aumentam a permeabilidade da matriz e, conseqüentemente, reduzem a pressão da fragmentação, tais como: (1) a semelhança estrutural e composição em relação ao habitat original (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005); (2) a presença de corredores florestais (LAURANCE; LAURANCE, 1999; BOLGER et al., 2001; PARDINI et al., 2005; LAURANCE et al., 2008); (3) a heterogeneidade da paisagem (FAHRIG et al. 2011). Claramente, tais condições podem alterar a intensidade de uso da matriz pelas espécies, de acordo com suas características comportamentais e ecológicas (BÉSLILE, 2005), ou seja, matrizes com uma maior qualidade podem abrigar uma diversidade e abundância maior de organismos que a utilizam, não somente para deslocamento entre os remanescentes, mas a incluem em suas áreas de vida (GASCON et al., 1999; BALI et al., 2007; UMETSU; PARDINI, 2007; UEZU et al., 2008).

Grande parte dos estudos com mamíferos trazem elementos da Ecologia da Paisagem, e incluem temas que abordam principalmente os efeitos do tamanho e isolamento dos fragmentos (CHIARELLO, 1999; CROOKS, 2002; MICHALSKI; PERES, 2005; MIOTTO et al., 2007; PARDINI et al. 2009; VIEIRA et al., 2009). Não obstante, essas abordagens podem negligenciar o uso da matriz pelas espécies, especialmente em paisagens heterogêneas, com composição vegetal e estrutura variadas (BENDER; FAHRIG, 2005). Além disso, modelos habitat-não habitat desconsideram outros efeitos antrópicos, como caça, incêndios ou proximidade com áreas urbanas (LAURANCE; COCHRANE, 2001; CANALE et al., 2012).

Na Mata Atlântica, embora diversos estudos tenham sido realizados com mamíferos em paisagens antrópicas (GONZALEZ-SOLÍS et al.; 2001; LYRA-JORGE et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011; PREVEDELLO et al., 2011), o efeito das atividades humanas e seus impactos sob as comunidades bióticas são pouco compreendidos, mesmo em regiões intensamente investigadas (GALETTI et al., 2009). Por exemplo, além da disposição dos elementos da paisagem *per se*, as respostas dos organismos a mosaicos de usos do solo antrópicos e naturais podem estar relacionados à escala espacial, podendo haver interferências da paisagem em pequena ou larga escala (WIENS, 1989; LOMOLINO; PERAULT, 2001; TEWS et al., 2004; PÜTTKER et al., 2008; BOSCOLO; METZGER, 2009; LYRA-JORGE et al., 2010; ETHIER; FAHRIG, 2011).

Em escala local, a presença de corredores florestais na paisagem pode alterar o padrão de deslocamento dos organismos – existem evidências do uso de corredores por mamíferos arborícolas (LAURANCE; LAURANCE, 1999; BOLGER et al., 2001; LAURANCE et al., 2008), pequenos mamíferos (BENNETT, 1990; PARDINI et al., 2005; KISINGO et al., 2005) e mamíferos de maior porte (LESS; PERES, 2008). Além de facilitar a dispersão das espécies entre remanescentes, esses ambientes podem ser especialmente relevantes para a manutenção de espécies de hábitos generalistas ou com alta plasticidade ecológica, capazes de ocupar áreas de vegetação em estágios iniciais de sucessão (UMETSU; PARDINI, 2007; PARDINI et al., 2009). Claramente, as espécies respondem de diferentes formas à estrutura dos elementos da paisagem (BENNETT et al., 2006), sendo que a composição da matriz também é relevante para sua persistência, dispersão ou presença (BAUM et al., 2004; FAHRIG, 2007; CAVIA et al., 2009; COSENTINO et al. 2011; PREVEDELLO et al., 2011).

Nas últimas duas décadas, 83% das áreas convertidas para as atividades agropastoris nas regiões tropicais, ocorreram em substituição a florestas nativas (GIBBS et al., 2010). Por outro lado, o incremento da área ocupada por florestas plantadas tem se destacado em diversos ecossistemas em escala mundial (FAO, 2011). No Brasil, a área ocupada por florestas plantadas de *pinus* e eucalipto ocupa atualmente 6,5 milhões de hectares, sendo o eucalipto a principal cultura, com 74,8 % da área (4,9 milhões de ha) e o restante correspondendo ao *pinus* (1,6 milhões ha) (ABRAF, 2012).

Embora as comunidades de vertebrados em florestas de *pinus* e eucalipto sejam menos diversas que as comunidades registradas em florestas nativas (LINDENMAYER et al., 2003; LANTSCHNER et al., 2011a), as áreas ocupadas pela silvicultura podem favorecer algumas espécies, pela própria estrutura florestal em substituição à cultivos de menor complexidade ambiental (LINDENMAYER; FISCHER, 2006), como pastagens e culturas anuais. Ou seja, a menor diversidade de espécies e abundância observada nessas áreas pode ser atribuída à simplificação da estrutura ambiental nessa matriz em relação ao habitat original (HOBBS et al., 2003).

No entanto, a conversão de áreas agrícolas para silvicultura pode representar um ganho para diversos organismos – alguns estudos em florestas plantadas indicaram que essas matrizes são relativamente bem utilizadas pela mastofauna de médio e grande porte, embora os organismos encontrados na matriz sejam apenas um subconjunto da comunidade local – em geral, espécies de hábito e dieta generalistas (BARLOW et al., 2007; MENDONÇA, 2009; TIMO, 2009; LYRA-JORGE et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011). Dotta e Verdade (2011) estudaram uma paisagem agrícola heterogênea e não encontraram diferença significativa entre riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte na vegetação nativa e silvicultura. Neste mesmo estudo, a composição da comunidade foi bastante similar, embora nas áreas de vegetação nativa, espécies sensíveis à alteração de habitat, como paca (*Cuniculus paca*), macaco-prego (*Sapajus nigritus*) e sauá (*Callicebus nigrifrons*), tenham sido registradas. O mesmo resultado não foi encontrado por Barlow et al. (2007), na Amazônia, onde houve diferença significativa entre as riquezas da matriz de eucalipto e os fragmentos de vegetação nativa. Na Mata Atlântica, outros trabalhos demonstraram a presença de várias espécies de mamíferos de médio e grande porte, mas com uma riqueza inferior à encontrada nos fragmentos de vegetação nativa (MENDONÇA, 2009; TIMO, 2009).

O cultivo de florestas plantadas como *pinus* e eucalipto, acarreta alterações na paisagem, como a simplificação da matriz e alta densidade de carreadores utilizados por um significativo fluxo de veículos relacionados à atividade silvícola. Como efeito negativo direto da presença de estradas e rodovias, os atropelamentos destacam-se como um dos principais fatores de impacto à fauna (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Como efeitos secundários, a presença de carreadores em boas condições, facilita o acesso às áreas de vegetação nativa, podendo aumentar a

atividade de caça, responsável por alterações na estrutura das comunidades de mamíferos, inclusive com extinções locais em fragmentos isolados (CUARÓN, 2000; DAILY et al., 2000; CANALE et al., 2012).

Em regiões mais populosas, os impactos da caça podem ser mais agressivos pela proximidade dos centros urbanos aos remanescentes e, conseqüentemente, maior facilidade de acesso. Os fragmentos próximos à zonas urbanas podem estar mais suscetíveis à outros impactos de origem antrópica, como a pressão exercida por espécies exóticas, domésticas ou sinantrópicas por competição e predação (LAURANCE; COCHRANE, 2001), podendo também facilitar a ocorrência e dispersão de doenças de animais domésticos à fauna silvestre (BRADLEY; ALTIZER, 2006).

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Materiais e Métodos

2.2.1.1 Área de Estudo

As fazendas Boa Esperança e Santa Inês (BESI) estão localizadas na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema, sul do Estado de São Paulo, nos municípios de Capão Bonito e Buri (24°00'48"S-48°29'00"O; 23°47'36"S-48°16'40"O). BESI, limitada ao norte pelo rio Paranapanema, ocupa 25.658 hectares, sendo 17.095 ha (66,7%) correspondentes a plantações comerciais de eucalipto (*Eucalyptus* sp.), 7.826 ha (30,5%) de vegetação nativa e o restante (737 ha) destinado a outros usos, como edificações, estradas e açudes (Figura 2.1). A área está situada em uma região de domínio da Mata Atlântica, e a paisagem do entorno é composta majoritariamente por agricultura de cultivos anuais, silvicultura e área urbana do município de Capão Bonito.

Segundo a classificação de Köppen, o clima regional é o *Cfa*, ou seja, temperado úmido com verão quente. As estações do ano são bastante marcadas, no entanto, as médias pluviométricas mensais, que variam de 43 mm a 255 mm, indicam que as estiagens não são rígidas (CIIAGRO, 2012). O mês com menor temperatura média apresenta 16,2 °C e a maior média mensal é de 23,1 °C (CIIAGRO, 2012).

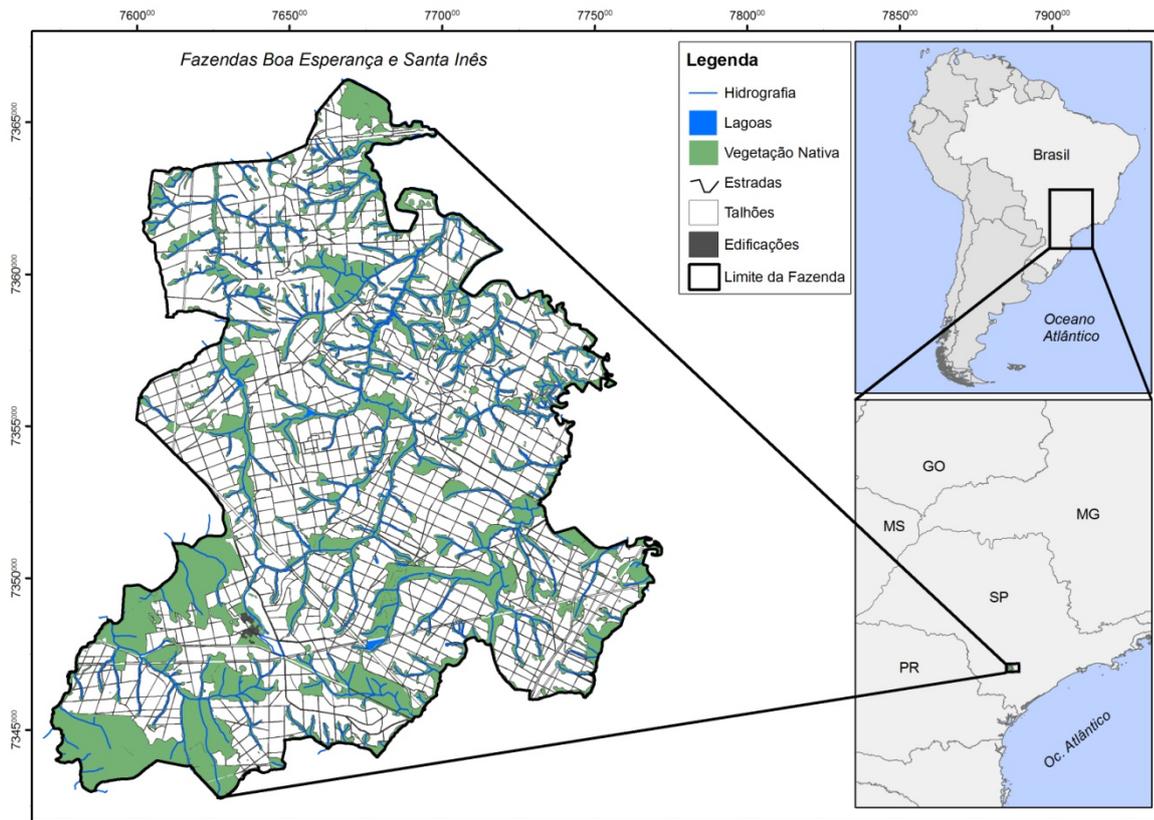


Figura 2.1 – Área de estudo e localização, demonstrando os usos do solo nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, em Capão Bonito, sul do Estado de São Paulo, Brasil

O mapeamento do uso do solo e a classificação dos estágios sucessionais da vegetação nativa foram realizados nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, incluindo um buffer de 3 km em seu entorno, utilizando o aplicativo ArcGIS® 9.3 para a interpretação de imagens aéreas obtidas através do Google Earth Pro® em escala 1:5.000, considerando também um mapeamento pré-existente, fornecido pela Fibria Celulose S. A., empresa proprietária da área. As classes atribuídas à paisagem correspondem às fisionomias de Mata Atlântica, subdividida em seus estágios sucessionais: pioneiro, inicial ou médio. As áreas agrícolas foram classificadas como eucalipto, agricultura, pastagem ou pastagem abandonada. Outros usos do solo atribuídos foram área urbana, sistema viário, carreadores, várzeas, solo exposto, água ou infraestrutura (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Tipos de uso do solo mapeados na área de estudo (Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, incluindo o buffer de 3 km em seu entorno)

Uso do Solo	Área (ha)	%	Descrição
Água	435,6	0,8	Foram incluídos corpos d'água como lagoas, lagos e rios de grande porte.
Mata Pioneira	910,3	1,7	Fisionomias florestais em estágio sucessional pioneiro, sem a presença de indivíduos arbóreos.
Mata Inicial	9026,5	16,8	Fisionomias florestais em estágio sucessional inicial, com presença de indivíduos arbóreos e dossel aberto a semiaberto.
Mata Média	4331,3	8,1	Fisionomias florestais em estágio sucessional médio, com dossel definido e domínio de indivíduos arbóreos.
Pastagem	3470,4	6,5	Áreas abertas cobertas por gramíneas.
Pastagem Abandonada	1166,6	2,2	Áreas abertas, dominadas por gramíneas, mas com presença de herbáceas e indivíduos arbóreos esparsos.
Eucalipto	22565,1	42,1	Matriz florestal, com talhões de eucalipto em diversas idades.
Agricultura	8873,1	16,5	Áreas de cultura de produtos agrícolas anuais, incluindo cana-de-açúcar e grãos.
Várzea	767,2	1,4	Áreas de solo inundado ao menos em parte do ano, incluindo talude de rios e banhados.
Solo Exposto	85,0	0,2	Áreas de solo permanentemente exposto, como minerações, erosões e áreas abertas.
Infraestrutura	244,7	0,5	Instalações, vilas e construções rurais.
Área Urbana	511,3	1,0	Áreas de adensamento urbano, caracterizados por intensa atividade antrópica.
Sistema Viário	218,3	0,4	Rodovias e vias pavimentadas.
Carreadores	1050,0	2,0	Estradas não pavimentadas, de uso não intenso, especialmente para transporte de madeira e atividades relacionadas ao cultivo agrícola.

Em termos de fragmentação, a realidade encontrada para a Mata Atlântica se contrapõe ao que se observa em BES1, onde 30,5% correspondem a vegetação nativa, principalmente em estágio sucessional intermediário, embora hajam algumas áreas em estágio inicial e pioneiro (Tabela 2.1). Existem seis grandes fragmentos nas fazendas, que possuem tamanho médio de 471 ha (com variação entre 193 e 1.075 ha), o que representa 36% da vegetação nativa da BES1. Esses fragmentos encontram-se estruturalmente conectados a outros de menor porte através das Áreas de Preservação Permanente (APP), normalmente associadas à hidrografia. No entanto, quando as APPs possuem estreitamento inferior a 200 m ou comprimento superior a 100 m, considerou-se como um grande fragmento isolado.

2.2.1.2 Fauna Local

As Fazendas Boa Esperança e Santa Inês estão inseridas num programa de monitoramento de longo prazo iniciado em 2003, que indicou a presença de 295 espécies de aves e 29 espécies de mamíferos de médio e grande porte (CASA DA FLORESTA, 2011; Tabela 2.2). Dentre as espécies de aves, ao menos 11 são classificadas como ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (SILVEIRA et al., 2008) e 35 consideradas endêmicas para o bioma Mata Atlântica (BENCKE et al. 2006). A relevância ecológica da região também é refletida no número de espécies de aves consideradas como de alta sensibilidade à perturbação ambiental (STOTZ et al., 1996), com, ao menos, 14 espécies de aves ambientalmente sensíveis (CASA DA FLORESTA, 2011).

2.2.1.3 Levantamento de Mamíferos

As unidades amostrais (UA) foram alocadas nos três principais usos do solo da área de estudo, ou seja, em grandes fragmentos florestais, matriz de eucaliptos e em corredores florestais (APPs e pequenos fragmentos). Cada unidade amostral é composta por um triângulo equilátero, com lado aproximado de 300 m. Todos os pontos foram georreferenciados através do Garmin Etrex®, com coordenadas coletadas em UTM (Unidade Transversa de Mercator), Datum SAD-69.

Tabela 2.2 – Espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, Capão Bonito e Buri, SP, considerando os dados do monitoramento ambiental realizado entre 2003 e 2009 (CASA DA FLORESTA, 2009).

ORDEM/Família (1)	Nome Científico (1)	Nome Popular	Fisionomia Vegetal (2)
CINGULATA			
Dasypodidae	<i>Cabassous tatouay</i>	tatu-de-rabo-mole	E, FES
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	E, FES
	<i>Dasypus septemcinctus</i>	tatuíra	E
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	E, FES
PILOSA			
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	E, FES
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	E, FES
DIDELPHIMORPHIA			
Didelphidae	<i>Didelphis cf. aurita</i>	gambá-comum	E, FES
CARNIVORA			
Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	gato-mourisco	E, FES
	<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	E, FES
	<i>Leopardus sp.</i> [§]	gato-do-mato	E, FES
	<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	FES
	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	E, FES
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	E, FES
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	E, FES
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	irara	E, FES
	<i>Galictis cuja</i>	furão	E, FES
	<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	FES
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	quati	E, FES
	<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	FES
PRIMATES			
Atelidae	<i>Alouatta guariba</i>	bugio-ruivo	FES
Cebidae	<i>Cebus nigritus</i>	macaco-prego	FES
RODENTIA			
Sciuridae	<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	E, FES
Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	preá	E, FES
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara	FES
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	FES
ARTIODACTYLA			
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	cateto	FES
Cervidae	<i>Mazama sp.</i> ²	veado	E, FES
LAGOMORPHA			
Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	lebre-europeia	E
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti	E, FES

Notas: [§]As espécies *L. tigrinus* e *L. wiedii* não podem ser seguramente diferenciadas por terem sido registradas através de pegadas, além disso, possuem diferentes graus de ameaça na lista estadual, sendo 'vulnerável' (VU) e 'ameaçada' (EN), respectivamente.

(1) **Fonte:** Paglia et al., 2012.

(2) **Fisionomia Vegetal:** E- eucalipto; FES- Floresta Estacional Semidecidual.

A área continha diversas trilhas pré-existentes em fragmentos florestais de grande porte, dentre as quais, seis foram sorteadas para a alocação das unidades

amostrais nesse ambiente (N1, N2, N3, N4, N5 e N6). As UAs em eucalipto (E1, E2, E3, E4 e E5) foram inseridas próximas a cada um dos pontos de fragmentos florestais, desde que possuíssem características do sub-bosque e estágios de desenvolvimentos semelhantes (Figura 2.2). Apenas em um dos pontos de coleta em fragmentos (N6) não houve alocação na matriz, devido à ausência de talhões com características estruturais equivalentes. Outras cinco unidades amostrais (C1, C2, C3, C4 e C5) foram instaladas aleatoriamente em corredores florestais, desde que geograficamente distribuídos pela área – a seleção foi realizada de forma a incluir unidades amostrais com características de estrutura da paisagem variadas, como proporção de vegetação nativa e largura de APP. A distância mínima entre duas unidades amostrais foi de 1 km (Figura 2.3), considerada como o suficiente para manter independência amostral durante a coleta de dados.



Figura 2.2 – Pontos de amostragem em eucalipto: (a) E1; (b) E2; (c) E3; (d) E4; (e) E5

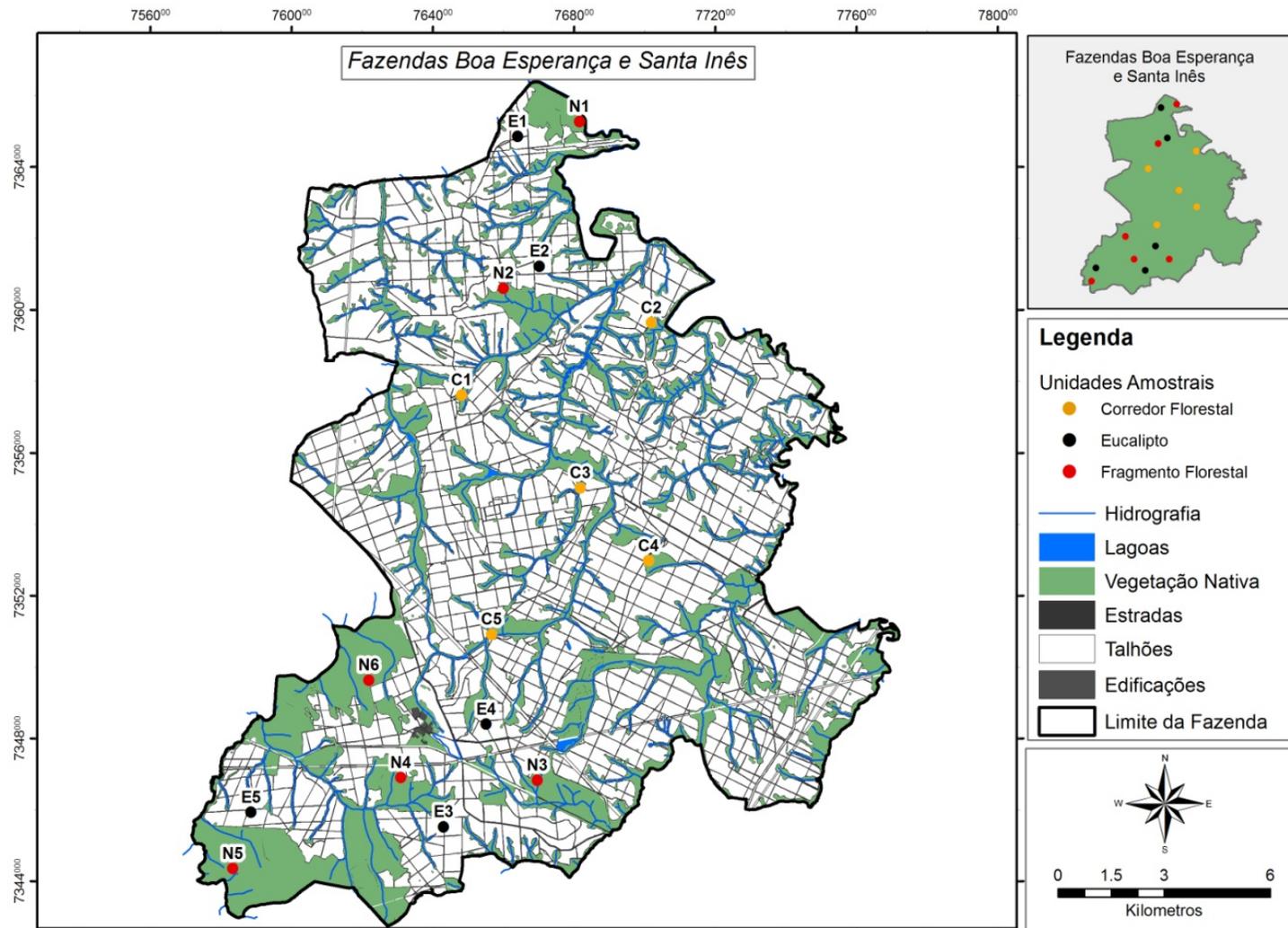


Figura 2.3 – Distribuição das unidades amostrais nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, em Capão Bonito e Buri, sul do Estado de São Paulo, Brasil (C1-C5: Corredores Florestais; N1-N6: Fragmentos Florestais, E1-E5: Eucalipto).

Foram utilizados três métodos de amostragem concomitantemente em cada UA para melhorar a detecção de espécies de hábito noturno e elusivo, características comuns à várias espécies de mamíferos de médio e grande porte. Cada método utilizado foi disposto em um dos vértices da UA (Figura 2.4), sendo: (a) transecção com parcelas de areia, (b) armadilhamento fotográfico e (c) iscas odoríferas. Os dados coletados foram anotados em uma ficha de campo, contendo a unidade amostral, o método de registro, data, espécie, número da parcela de registro (se em parcelas de areia) e hora (se em *camera-trap*).

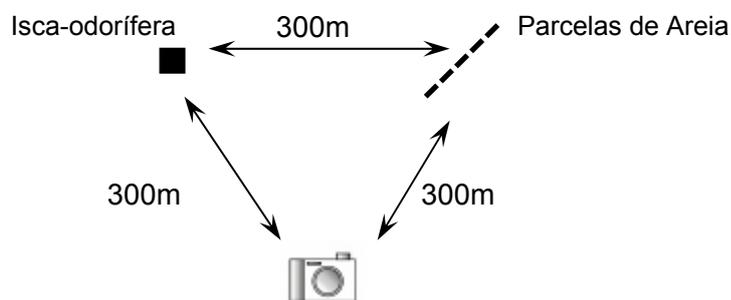


Figura 2.4 – Esquema ilustrativo de uma unidade amostral com a disposição dos métodos de coleta de dados para mamíferos de médio e grande porte

O método de transecções de parcelas de areia consiste na identificação das espécies através das pegadas impressas no substrato (PARDINI et al., 2003; LYRA-JORGE et al., 2008). As transecções, dispostas em estradas ou trilhas pré-existentes (Figura 2.5-a), possuíam 225 m, compostas de 10 parcelas de areia média com dimensão de 0,50 x 0,50 m espaçadas em 25 m entre si. Em cada expedição, as transecções foram revisadas por cinco dias sem chuva; se existentes, as pegadas foram identificadas e apagadas. A subunidade amostral é a transecção, desta forma, quando uma mesma espécie foi registrada em duas ou mais parcelas de areia da mesma transecção, na mesma campanha, foi considerado apenas como um único registro. As pegadas foram medidas, identificadas *in loco*, fotografadas com uso de câmera digital Sony (modelo W-180), utilizando uma régua como escala (escalada em cm), e, se necessário, confirmadas utilizando-se guias de referência (BECKER; DALPONTE, 1991; DE ANGELO et al., 2008).

O método de armadilhas fotográficas consiste na identificação da espécie pelas imagens capturadas por câmeras fotográficas automáticas ou *camera-trap*, ativadas por calor e movimento (TOMAS; MIRANDA, 2003). As armadilhas

fotográficas foram instaladas a cerca de 30 cm acima do solo, afixadas em troncos de árvores vivas (Figura 2.5-b). Foram utilizados seis equipamentos Tigrinus®, cinco Trapa-camera®, cinco Bushnell® e outras duas, das marcas Simmons® e Tasco® instalados alternadamente entre as unidades amostrais, por não haver *cameras-trap* disponíveis do mesmo fabricante para serem utilizadas simultaneamente. Apesar disso, os funcionamentos dos equipamentos são equivalentes. As câmeras ficaram expostas por cinco dias, em funcionamento contínuo (ou seja, 24h/dia), programadas para registrar data e hora da fotografia.

As iscas odoríferas utilizadas no estudo foram Pro's Choice® e Canine Call®, produzidas a partir de compostos sintéticos e naturais (fluídos biológicos, como urina e secreções glandulares), utilizadas para carnívoros e, especificamente, canídeos, respectivamente (CROOKS, 2002; GASPAR, 2005; PENTEADO, 2008). Em cada parcela de areia deste método foram aplicadas três gotas de cada tipo de isca (CROOKS, 2002), utilizando um conta-gotas comum (Figura 2.5-c), com reposição em dias alternados.

A revisão de Paglia et al. (2012) reúne revisões taxonômicas mais recentes entre os diversos grupos de mamíferos de médio e grande porte e, por isso, foi adotada para a classificação das espécies de médios e grandes mamíferos. Com relação ao grau de ameaça de extinção, as espécies registradas foram categorizadas segundo três listas de espécies ameaçadas: estadual (PERCEQUILLO; KIERULFF, 2009), nacional (CHIARELLO et al., 2008) e global (IUCN, 2012). Foram considerados mamíferos de médio e grande porte, os mamíferos terrestres com peso corporal acima de 1,0 kg, exceto o esquilo (*Guerlinguetus ingrani*), que embora possua peso inferior a 0,3 kg, apresenta hábito escansorial e identificação segura através de pegada. Os dados foram coletados em cinco campanhas de campo, realizadas entre junho de 2.010 e maio de 2.012.



Figura 2.5 – Métodos de amostragem de mamíferos de médio e grande porte: (a) parcela de areia instalada no solo, em área de vegetação nativa; (b) armadilha fotográfica instalada em campo; (c) detalhe da aplicação das iscas odoríferas em parcela de areia no solo

2.2.1.4 Riqueza, Grupos Funcionais e Diversidade Funcional

A riqueza (RIQ), definida como o número acumulado de espécies registrado ao longo de todo o estudo, foi calculada em todas as UA. A frequência de capturas pode ser considerada proporcional à abundância (CAUGHLEY, 1977). Assim, a frequência total de registros por UA (FRQ) foi calculada somando-se as frequências de registros das espécies nas respectivas UAs. Para isso, assumiu-se que as campanhas são independentes entre si, ou seja, quando a mesma espécie era registrada na mesma unidade amostral na mesma campanha, foi considerado apenas como um único registro, evitando superestimar a abundância das espécies (SARGEANT; JOHNSON; BERG, 1998). Desta forma, a frequência de registros de uma única espécie é o número de vezes em que foi registrada ao longo do estudo e, portanto, o intervalo possível é de 0-5 registros por espécie.

Grupos Funcionais (FG, do inglês *functional group*) são definidos a partir do nicho específico, onde os membros de cada grupo possuem respostas e funções ecológicas semelhantes ou equivalentes (DIAZ; CABIDO, 2001). A comunidade de mamíferos registrada foi classificada em grupos funcionais utilizando o dendrograma resultante de uma Análise de *Cluster* (Análise de Agrupamento) obtido a partir de características funcionais das espécies (CIANCIARUSO et al., 2009). Para essa análise, utilizou-se o método de agrupamento hierárquico da ligação média ou UPGMA (do inglês *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*), com similaridade calculada através da distância de Gower (PODANI; SCHMERA, 2006).

Para o cálculo, foram utilizadas as seguintes características ecológicas das espécies: meio de locomoção, dieta, tamanho corporal e nível trófico, adaptadas de Paglia et al. (2012). Várias espécies possuem mais que um tipo de dieta principal, por isso, essa característica foi codificada em dados binários (PETCHEY; GASTON, 2007). O tamanho corpóreo foi categorizado em três classes, com o mesmo número de espécies em cada uma. A tabela com os dados sintetizados das espécies utilizadas na Análise de Agrupamento estão no Anexo A. Os grupos foram considerados similares quando a similaridade foi superior a 0,80, assumindo que esse valor agrega espécies de hábito, dieta e comportamento ecologicamente semelhantes. O dendrograma foi obtido através do aplicativo R Language 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Outro atributo de comunidades é a Diversidade Funcional (FD, do inglês *functional diversity*), definida por Tilman et al. (2001) como “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades”. FD foi calculada para cada unidade amostral, correspondendo ao comprimento total dos ramos necessários para conectar as espécies registradas na respectiva unidade amostral, a partir do dendrograma de toda a comunidade local (PETCHEY; GASTON, 2007). Quando apenas uma espécie foi registrada na UA, o valor de FD atribuído foi zero (PETCHEY; GASTON, 2007).

2.2.1.5 Espécies de Mamíferos Analisadas

Para as análises, além dos dados da comunidade (RIQ, FRQ, FG e FD), foram selecionadas as cinco espécies com maiores frequências de registros, os grupos funcionais com dieta predominantemente insetívora e com dieta carnívora e as espécies com maior número de registros em cada um desses dois grupos funcionais. Tais grupos funcionais foram selecionados devido à sua dieta especializada: o primeiro em insetos, em especial formigas e cupins, bastante abundantes em plantações comerciais de eucalipto, além de ser composto por espécies de porte médio, com hábito insetívoro e, logo, consumidores primários; o segundo grupo é composto por espécies de variados tamanhos, porém, com dieta estritamente carnívora, com extensas áreas de vida, baixas densidades populacionais e sensíveis às alterações de habitat (PAGLIA et al., 2012).

2.2.1.6 Métricas da Paisagem em Multiescala

No entorno de cada unidade amostral, utilizando como referência a coordenada geográfica das parcelas de areia, foram delimitadas micropaisagens virtuais, com quatro medidas de raio: 250 m, 500 m, 1000 m e 2000 m (LYRA-JORGE et al., 2010) (Figura 2.6). Essa mesma abordagem foi adotada em dois estudos: com aves na Mata Atlântica (BOSCOLO; METZGER, 2009) e com mamíferos no Cerrado (LYRA-JORGE et al., 2010). Em cada *buffer* foram medidos a proporção de vegetação nativa (PVN), proporção de vegetação em estágio sucessional médio (PVM), proporção de vegetação em estágio sucessional inicial (PVI), densidade da rede hidrográfica (HID), proporção de carreadores (CAR), distância para a área urbana mais próxima (DAU), índice de qualidade da paisagem (IQP), declividade (DEC) e fluxo acumulado (FLX) (Tabela 2.3).

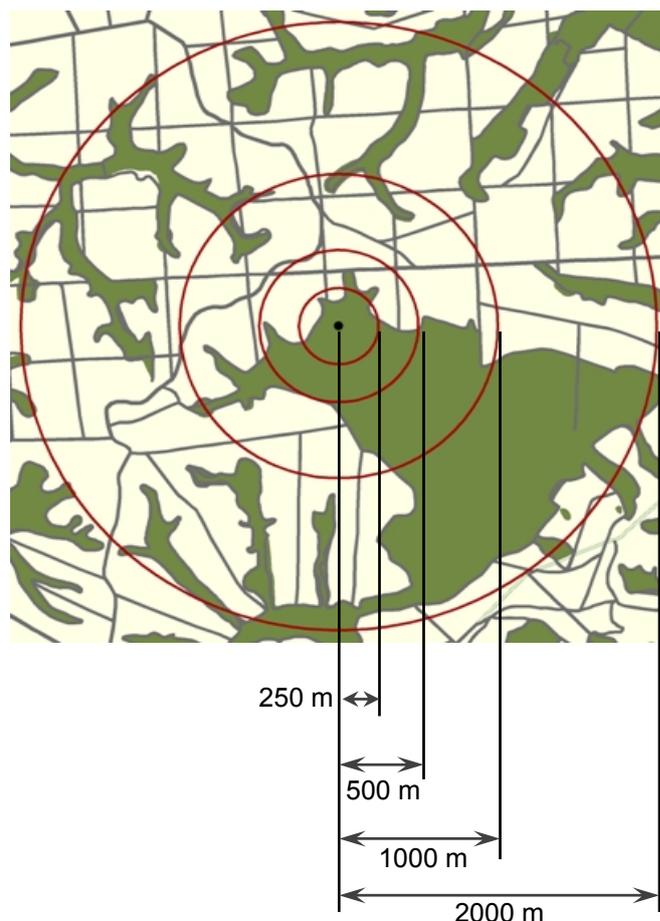


Figura 2.6 – Exemplo dos buffers adotados para análises da paisagem em multi-escala: 250 m, 500 m, 1000 m e 2000 m

Tabela 2.3 – Variáveis utilizadas nas análises em multi-escala em estudo de estrutura da paisagem

Variável	Nome	Descrição
PVN	Proporção de Vegetação Nativa	Área relativa de vegetação nativa (em %), nos vários estágios sucessionais encontrados em cada buffer.
PVM	Proporção de Vegetação em Estágio Médio	Área relativa de floresta em estágio sucessional médio (%) encontrados em cada buffer.
PVI	Proporção de Vegetação em Estágio Inicial	Área relativa de floresta em estágio sucessional inicial (%) encontrados em cada buffer.
HID	Densidade Hidrográfica	Densidade (km/km ²) de riachos, córregos e rios (km/km ²) encontrados em cada buffer.
CAR	Carreadores	Área relativa de estradas não pavimentadas (em %), encontrados em cada buffer.
IQP	Índice de Qualidade da Paisagem	Valor de Qualidade médio em cada buffer, atribuído a partir dos variados usos do solo encontrados na área de estudo (adimensional, variando de 0-100).
DAU	Distância para área urbana	Distância em linha reta (em km) para a área urbana de Capão Bonito, a mais próxima para todas as Unidades Amostrais.
DEC	Declividade	Indica a declividade média (%) do terreno nos buffers.
FLX	Fluxo Acumulado	Valor máximo do fluxo hídrico acumulado, que indica o grau de confluência do escoamento da água.

Para a determinação do índice de qualidade da paisagem (IQP) foram atribuídos Valores de Qualidade (VQ) para cada uso do solo, obtidos através de consulta a pesquisadores especialistas em mamíferos de médio e grande porte, onde as instruções foram igualmente apresentadas (Anexo B). VQ foi calculado através da média dos valores obtidos com as análises da percepção dos pesquisadores consultados. Os valores foram atribuídos para toda a comunidade de mamíferos e também para os diversos grupos funcionais (veja item 2.2.2.2). Após a obtenção dos Valores de Qualidade de cada tipo de uso do solo, o IQP foi calculado através da fórmula (1):

$$IQP_{ij} = \frac{\sum(VQ_k \times A_{jk})}{A_j} \quad (1)$$

Onde: IQP_{ij} = índice de qualidade do ponto i [1..16], para o buffer j [1..4];
 VQ_k = valor de qualidade do tipo de uso do solo k [1..14];
 A_{jk} = área ocupada pelo tipo de uso do solo k , no buffer de área j [1..4];
 A_j = área total do buffer na unidade amostral j ;
 i = unidades amostrais (C1, C2, C3, C4, C5, E1, E2, E3, E4, E5, N1, N2, N3, N4, N5, N6; Figura 2.3);
 j = buffers de 250 m, 500 m, 1000 m, 2000 m (Figura 2.6);
 k = usos do solo (Tabela 2.1).

Doze pesquisadores especialistas em mamíferos de médio e grande porte responderam à consulta para obtenção do IQP para a comunidade e para os sete grupos funcionais. Para a Seleção de Modelos pelo AIC e Análise de Correlação Canônica, apenas os IQPs a 250 m e 2000 m para toda a comunidade foram utilizados, uma vez que os índices para GP1 e GP2 mostraram-se redundantes ($R^2 > 0,7$; $p < 0,05$).

2.2.1.7 Análise dos Dados

As riquezas de espécies e grupos funcionais (RIQ e FG, respectivamente), frequência de registro (FRQ) e diversidade funcional (FD) encontradas em cada uso do solo foram comparadas com o teste de médias não-paramétrico Kruskal-Wallis. O teste de Mantel foi realizado para avaliar a existência de correlação espacial nas variáveis dependentes e independentes.

A estrutura da comunidade de mamíferos foi analisada através de técnicas de estatística multivariada, utilizando os dados de frequência de registros das espécies. A Análise de Cluster foi realizada com o método de agregação hierárquica da ligação média (UPGMA, *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*), que permitiu a construção de um dendrograma entre as UAs (SNEATH; SOKAL, 1973). A Análise de Ordenação NMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*) (RABINOWITZ, 1975) foi utilizada devido à alta consistência obtida para análises de estruturas de comunidades (JACKSON, 1993). Ambas as análises utilizaram a distância de Bray-Curtis para a obtenção da matriz de dissimilaridade entre as unidades amostrais, pois é o índice mais indicado para análises de composição de comunidades (FAITH et al., 1987; JACKSON, 1993; LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). As análises foram realizadas com o software R Language 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), utilizando o pacote 'vegan'.

Uma análise exploratória com as variáveis independentes foi realizada para eliminar variáveis redundantes, sendo excluídas das análises aquelas com alta correlação (correlação de Pearson $R^2 > 0,7$; ZUUR et al. 2009; LYRA-JORGE et al., 2010). As variáveis dependentes e explanatórias foram avaliadas através da seleção de modelos considerando o Critério de Informação Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc, do inglês *Akaike Information Criterion corrected*), que concorre vários modelos entre si, baseados na máxima verossimilhança (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Foram considerados igualmente satisfatórios os modelos com

AICc<2 (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Também foram calculados os pesos relativos de cada modelo (wAICc), que apresenta a possibilidade de ter se selecionado o melhor modelo. As análises foram realizadas com o pacote 'bblme' no software R Language 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

As relações entre as variáveis dependentes e explanatórias foram analisadas através de até quatro formas de curvas (Tabela 2.4), que podem descrever a distribuição dos dados ecológicos: semi-log (normal e Poisson), power (log-log) e binomial (ARRHENIUS, 1921; LOMOLINO, 2000; DRAKARE et al.; 2006; LYRA-JORGE et al., 2010). Para evitar erros nos ajustes das curvas e na comparação dos modelos, nesta análise, as variáveis explanatórias foram transformadas para $X=X+1$ (ZUUR et al., 2009), e as variáveis dependentes para $Y=\log(Y+1)$. No caso de o modelo linear apresentar o melhor ajuste para todas as variáveis explanatórias, utilizou-se $Y=Y+1$.

Tabela 2.4 – Formatos de ajuste da curva dos modelos gerados

Curva	Fórmula
Normal	$Y = a + bX + \varepsilon$
Poisson	$Y = e^{(a+bX+\varepsilon)}$
Power	$Y = aX^b + \varepsilon$
Binomial	$Y = \frac{e^{(a+bX+\varepsilon)}}{1 + e^{(a+bX+\varepsilon)}}$

Foram elaborados 19 modelos concorrentes possíveis, além do modelo nulo, que poderiam explicar a relação entre os dados biológicos (variáveis dependentes) e ambientais (variáveis independentes ou explanatórias) encontrados nas unidades amostrais (Tabela 2.5). A composição da comunidade também foi avaliada em uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando-se como variáveis dependentes, dados de frequência de registros de todas as espécies (KENT; CARMEL, 2011), mesmo aquelas não utilizadas para a seleção de modelos. A CCA é um método multivariado que permite a avaliação conjunta das variáveis dependentes e explanatórias e suas interações. Entretanto, foram incluídas as variáveis que se mostraram mais importantes na seleção de modelos, além de um índice de presença antrópica (IPA), obtido através da soma da ocorrência de impactos negativos observados em cada unidade amostral, como: (1) caça ou cevas

(CHIARELLO, 2000; Figura 2.7); (2) registros de cães domésticos (CHIARELLO, 2000; OLIVEIRA et al., 2008; Figura 2.7); (3) pesca; (4) coleta de pinhão e; (5) trilhas abertas por terceiros.

Tabela 2.5 – Modelos concorrentes analisados para explicar a estrutura da comunidade (e não distribuição) de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem de produção florestal, Capão Bonito e Buri, Estado de São Paulo

Modelo	Métrica	Escala	Categoria
PVN_250m	Porcentagem de Cobertura	250 m	Floresta Nativa
PVN_2000m	Porcentagem de Cobertura	2000 m	Floresta Nativa
PVM_250m	Porcentagem de Cobertura	250 m	Floresta Estágio Médio
PVI_2000m	Porcentagem de Cobertura	2000 m	Floresta Estágio Inicial
HID_250m	Densidade Linear	250 m	Rede Hidrográfica
HID_1000m	Densidade Linear	1000 m	Rede Hidrográfica
HID_2000m	Densidade Linear	2000 m	Rede Hidrográfica
CAR_250m	Porcentagem de Cobertura	250m	Carreadores
CAR_1000m	Porcentagem de Cobertura	1000 m	Carreadores
IQP_250m	Índice	250 m	Qualidade da Paisagem
IQP_2000m	Índice	2000 m	Qualidade da Paisagem
PVN_HID_250m	Porcentagem de Cob. + Dens. Linear	250 m	Flor. Nativa e Rede Hidrog.
PVN_CAR_250m	Porcentagem de Cobertura	250 m	Floresta Nativa e Carreadores
PVN_HID_2000m	Porcentagem de Cob. + Dens. Linear	2000 m	Flor. Nativa e Rede Hidrog.
PVN_CAR_2000m	Porcentagem de Cobertura	2000 m	Floresta Nativa e Carreadores
PVN_250m_2000m	Porcentagem de Cobertura	2000 m	Floresta Nativa
DCL	Declividade	250 m	Valor Médio
FLX	Fluxo Acumulado	250 m	Valor Máximo
DAU	Distância Linear	-	Zona Urbana



Figura 2.7 – Registros de presença antrópica: (a) ceva utilizadas para atração de animais durante atividade de caça, encontrada próximo à trilha em fragmento florestal; (b) cachorro-doméstico registrado por pegada em armadilha de areia

2.2.2 Resultados

2.2.2.1 Espécies Registradas

Foram obtidos 196 registros, de 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Tabela 2.6). Do total de registros, 51,5% (n=101) foram obtidos em fragmentos florestais, 38,3% (n=75) em corredores florestais e os demais na matriz de eucaliptos (n=20), que corresponde a apenas 10,2%. O teste de Mantel não indicou correlação espacial entre a distância geográfica das unidades amostrais e as variáveis analisadas (R variou de -0,09 a 0,11, sempre com $p > 0,05$). *Dasyus novemcinctus* (DAS, tatu-galinha) foi a espécie com maior número de registros (n=55). *Didelphis* sp. (DID, gambá), a segunda espécie mais comum (n=30) seguido por *Eira Barbara* (EIR, irara) e *Mazama cf. gouazoubira* (MAZ, veado-catingueiro), com 23 e 12 registros, respectivamente. *Nasua nasua* (NAS, quati) foi a quinta espécie com maior número de registros (n=10) e a última a ser incluída nas análises para seleção de modelos, pelo critério de maior frequência de registros.

Tabela 2.6 – Espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte registrados nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, SP (continua)

ORDEM / Família (1)	Nome Científico (1)	Nome Comum	Método de Registro (2)	Ambiente (3)	Grau de Ameaça de Extinção (4)		
					Estadual	Nacional	Global
CINGULATA							
Dasypodidae	<i>Dasyus novemcinctus</i>	tatu-galinha	IO, PA, CT	Cor, Euc, Nat	LC	LC	LC
	<i>Dasyus septemcinctus</i>	tatuí	PA	Euc	LC	LC	LC
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	IO, PA	Cor, Euc, Nat	LC	LC	LC
	<i>Cabassous sp.</i>	tatu-do-rabo-mole	IO	Euc	DD*	DD*	LC
PILOSA							
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	IO, PA, CT	Cor, Euc, Nat	VU	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	IO, PA, CT	Euc, Nat	LC	LC	LC
DIDELPHIMORPHIA							
Didelphidae	<i>Didelphis sp.</i>	gambá	IO, PA, CT	Cor, Euc, Nat	LC	LC	LC
CARNIVORA							
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	IO, PA	Cor, Nat	VU	VU	LC
	<i>Leopardus sp.</i> [§]	gato-do-mato	PA	Nat	EN	VU	NT
	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	PA	Cor, Nat	VU	VU	LC
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	CT, PA	Nat	LC	LC	LC
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	IO, PA	Euc, Nat	VU	VU	NT
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	irara	IO, PA, CT	Cor, Nat	LC	LC	LC
Mephitidae	<i>Conepatus cf. chinga</i>	jaritataca	IO, PA	Cor, Nat	LC	LC	LC
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	quati	IO, PA, CT	Cor, Nat	LC	LC	LC
RODENTIA							
Sciuridae	<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	PA	Cor, Nat	LC	LC	LC
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	PA, CT	Nat	NT	LC	DD

ORDEM / Família (1)	Nome Científico (1)	Nome Comum	Método de Registro (2)	Ambiente (3)	Grau de Ameaça de Extinção (4)		
					Estadual	Nacional	Global
ARTIODACTYLA							
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	cateto	IO, PA, CT	Cor, Nat	LC	LC	LC
Cervidae	<i>Mazama cf. gouazoubira</i>	veado	PA, CT, IO	Cor, Euc, Nat	LC	LC	LC
LAGOMORPHA							
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti	PA	Cor, Nat	LC	LC	LC

Notas: *Espécie *Cabassous tatouay* considerada 'deficiente em dados' (DD) e *C. unicinctus* categorizada como 'não ameaçada' (LC).

§As espécies *L. tigrinus* e *L. wiedii* não podem ser seguramente diferenciadas por terem sido registradas através de pegadas, além disso, possuem diferentes graus de ameaça na lista estadual, sendo 'vulnerável' (VU) e 'ameaçada' (EN), respectivamente.

(1) **Fonte:** Paglia et al., 2012.

(2) **Método de Registro:** IO- Isca Odorífera; PA- Parcela de Areia; CT- Armadilhas fotográficas.

(3) **Ambiente:** Cor- Corredores Florestais; Euc- Matriz de Eucaliptos; Nat- Fragmentos Florestais.

(4) **Grau de Ameaça de Extinção:** DD- Deficiente em Dados; EN- Ameaçada; LC- Não Ameaçada; NT- Quase Ameaçada; VU- Vulnerável.

2.2.2.2 Grupos Funcionais e Diversidade Funcional

O dendrograma obtido com as características ecológicas das espécies registradas indicou a existência de sete grupos funcionais significativos (similaridade > 0,80) para a comunidade de mamíferos de médio e grande porte presente na área de estudo (Figura 2.8). A riqueza de grupos funcionais (GP) apresentou média de 3,63, com variação entre um e cinco grupos funcionais registrados por unidade amostral (Tabela 2.7). A diversidade funcional variou de zero (unidade amostral E5, onde apenas uma espécie foi registrada) a 2,75 (UA localizada em fragmento florestal), com média de 1,7 (Tabela 2.6).

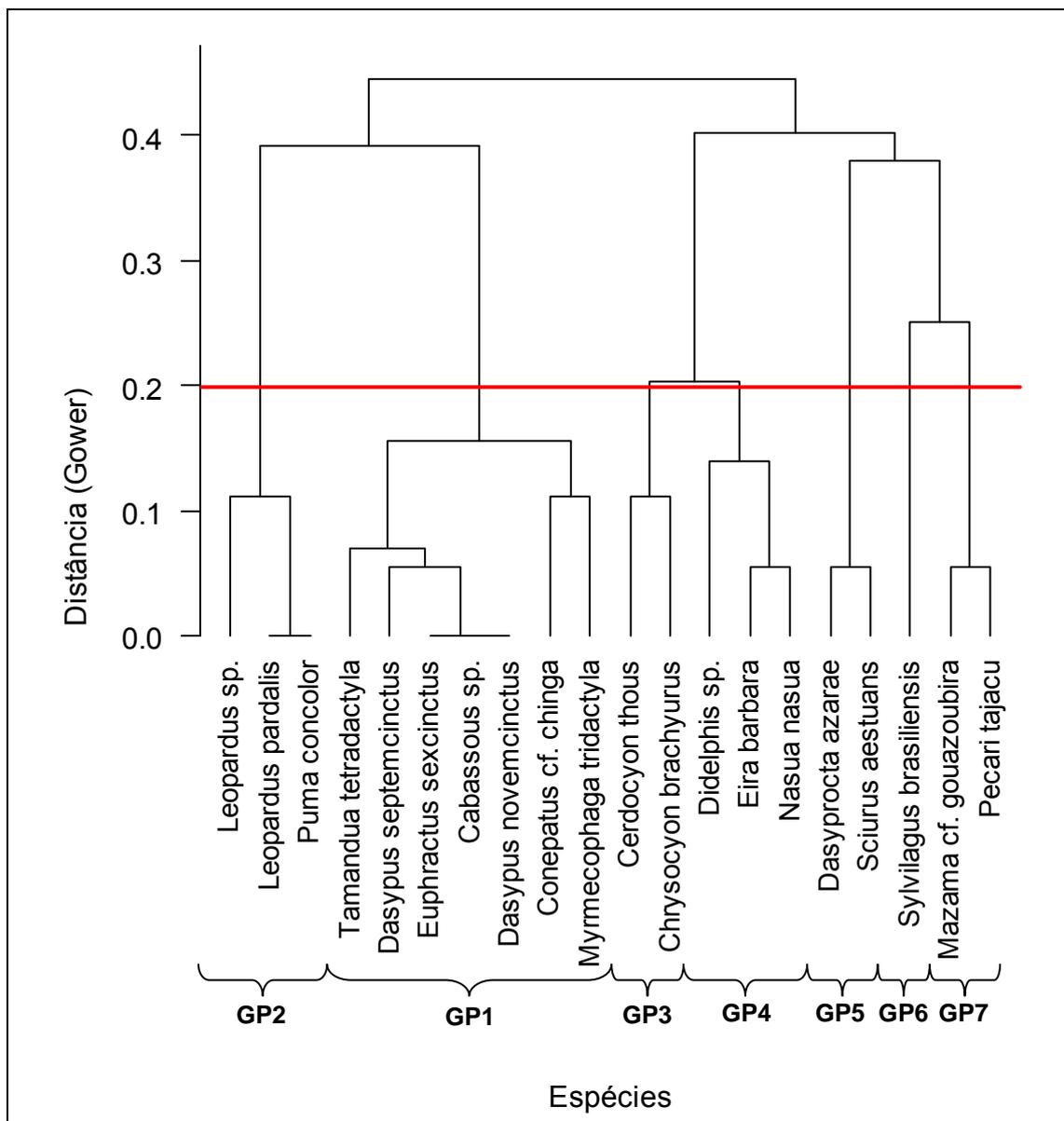


Figura 2.8 – Análise de Cluster, método UPGMA com distância de Gower utilizada para calcular a similaridade entre as espécies (coeficiente de correlação cofenética de 0,862). A linha vermelha indica similaridade de 0,80, onde foram feitos os cortes para determinação dos grupos funcionais.

Tabela 2.7 – Dados biológicos encontrados nas 16 unidades amostrais de mamíferos de médio e grande porte nas fazendas Boa Esperança e Santa Inês, municípios de Capão Bonito e Buri, SP

Local	Uso do Solo	RIQ	FRQ	FG	FD	GP1	GP2	DID	EIR	NAS	DAS	LEO	MAZ
C1	Corredor	7	16	4	1,98	7	2	2	3	1	5	2	0
C2	Corredor	7	14	4	1,74	5	0	1	3	0	4	0	2
C3	Corredor	7	14	4	1,84	8	1	0	3	0	5	0	2
C4	Corredor	9	16	5	2,28	7	0	2	3	1	5	0	1
C5	Corredor	9	15	5	2,42	6	2	1	2	0	5	2	1
E1	Eucalipto	4	4	2	0,95	3	0	1	0	0	0	0	0
E2	Eucalipto	3	4	2	0,95	3	0	1	0	0	2	0	0
E3	Eucalipto	5	7	2	1,10	6	0	0	0	0	2	0	0
E4	Eucalipto	3	4	2	0,95	3	0	1	0	0	2	0	0
E5	Eucalipto	1	1	1	0,00	0	0	1	0	0	0	0	0
N1	Fragmento	10	18	4	2,17	7	0	4	3	1	4	0	1
N2	Fragmento	5	10	3	1,40	5	0	2	2	0	4	0	1
N3	Fragmento	12	22	6	2,75	9	3	3	0	2	5	1	1
N4	Fragmento	8	19	5	2,06	5	1	5	2	2	4	1	3
N5	Fragmento	8	15	4	2,04	5	1	4	0	3	4	0	0
N6	Fragmento	10	17	5	2,09	5	4	2	2	0	4	2	0
Total		20	196	7	3,42	84	14	30	23	10	55	8	12
Média		6,8	12,3	3,6	1,7	5,3	0,9	1,9	1,4	0,6	3,4	0,5	0,8
Desvio Padrão		3,0	6,4	1,5	0,7	2,2	1,3	1,5	1,4	1,0	1,7	0,8	0,9

2.2.2.3 Comparação entre os Usos do Solo: Eucalipto, Corredor Florestal e Fragmento Florestal

A riqueza de espécies (RIQ) foi estatisticamente diferente entre os usos do solo (g.l.=2; n=16; H=10,027; p<0,01). O teste de comparação de médias realizado *a posteriori* indicou diferença significativa apenas entre as UAs em eucalipto e fragmentos florestais (Figura 2.9.a). As variáveis dependentes FRQ, FG, FD e GP1 apresentaram diferença significativa entre os diferentes usos do solo – em geral, os dados encontrados no eucalipto diferiram dos outros dois ambientes, o que não ocorreu com a frequência de registros do GP2, onde não houve diferença significativa entre corredores florestais, fragmentos e eucalipto, apesar da ausência de registros nos talhões de floresta plantada (Tabela 2.8; Figura 2.9.b-f). A semelhança no resultado entre RIQ, FRQ, FG, FD e GP1, se dá pela alta correlação entre essas variáveis ($0,76 < R^2 < 0,96$; valor-p<0,001).

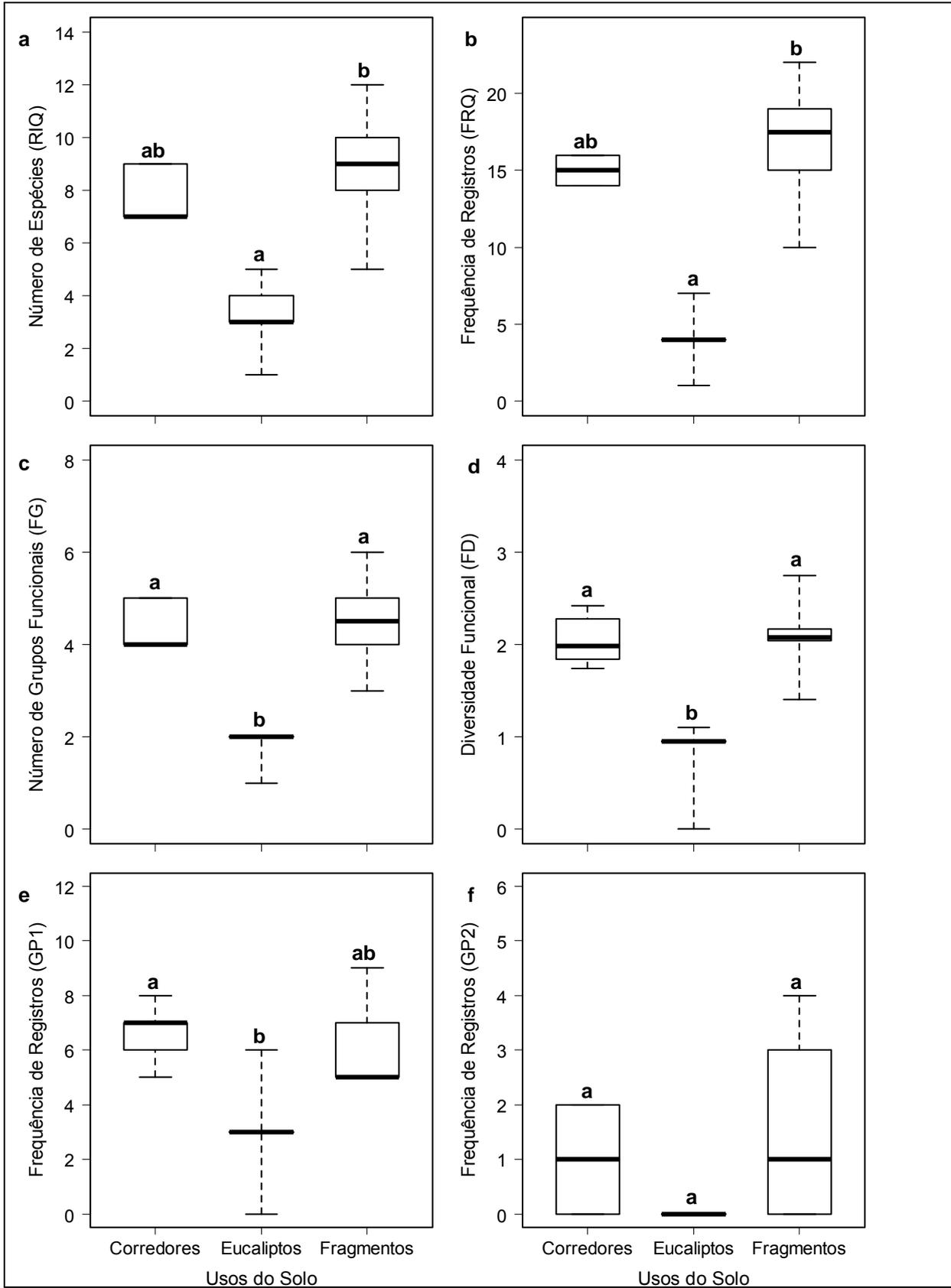


Figura 2.9 – Teste de comparação de médias (Kruskal-Wallis) entre os usos do solo nas fazendas Boa Esperança e Santa Inês, municípios de Capão Bonito e Buri, SP: (a) Riqueza ($H=10,03$; $p<0,01$); (b) Frequência de Registros ($H=10,73$; $p<0,01$); (c) Grupos Funcionais ($H=10,33$; $p<0,01$); (d) Diversidade Funcional ($H=9,82$; $p<0,01$); (e) Grupo Funcional 1 ($H=7,10$; $p<0,05$); (f) Grupo Funcional 2 ($H=4,94$; $p>0,05$)

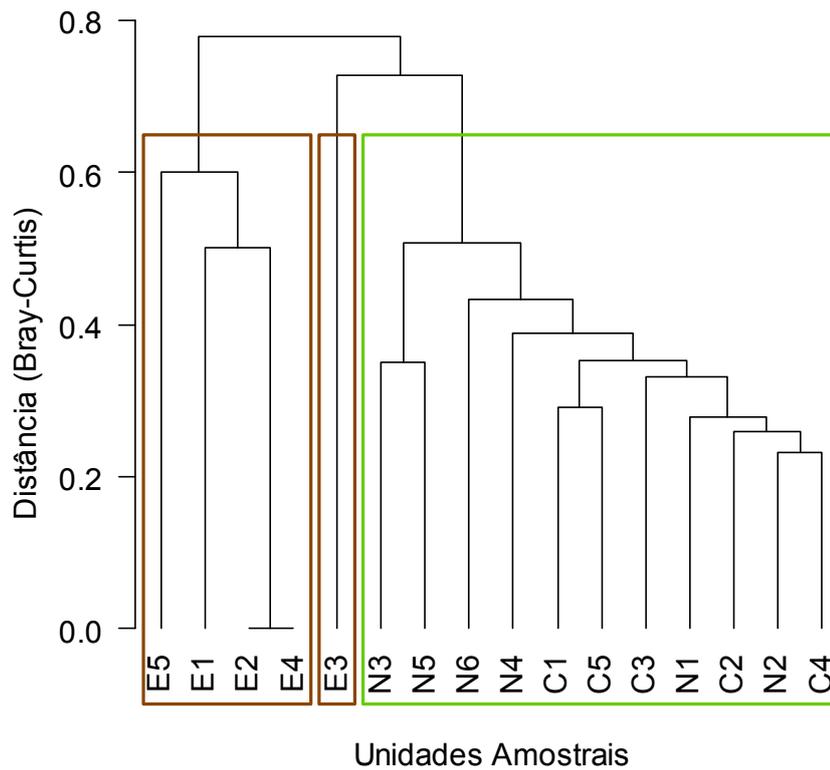
Tabela 2.8 – Resultados do teste de comparação de médias não-paramétrico Kruskal-Wallis, para as variáveis dependentes RIQ, FRQ, FG, FD, GP1 e GP2 dos principais usos do solo nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, municípios de Capão Bonito e Buri, estado de São Paulo.

Variável	Resultado	Kruskal-Wallis (H)	valor-p
Riqueza (RIQ)	E=C; E≠N; N=C	10,03	p<0,01
Frequência de Registros (FRQ)	E=C; E≠N; N=C	10,73	p<0,01
Riqueza de Grupos Funcionais (FG)	E≠C; E≠N; N=C	10,33	p<0,01
Diversidade Funcional (FD)	E≠C; E≠N; N=C	9,82	p<0,01
Frequência de Registros do Grupo Funcional 1 (GP1)	E≠C; E=N; N=C	7,10	p<0,05
Frequência de Registros do Grupo Funcional 2 (GP2)	E=C=N	4,94	n.s.

2.2.2.4 Composição da Comunidade

A composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte é bastante semelhante entre os Corredores Florestais e Fragmentos. A Figura 2.10.a apresenta o dendrograma obtido entre as unidades amostrais, onde é possível perceber que a matriz possui uma composição bastante diferente da encontrada nos demais usos do solo avaliados, formando dois grupos, também distintos entre si (considerando similaridade superior a 0,6, com distância de Bray-Curtis). Além disso, as UAs localizadas em fragmentos se misturam àquelas alocadas nas APPs, sendo impossível separá-las em um grupo distinto. No entanto, é possível perceber que N3 e N5, ambos em vegetação nativa, são dois pontos muito semelhantes entre si, formando um grupo externo às demais UAs. O escalonamento multidimensional (NMDS) indicou alta proximidade entre as unidades amostrais alocadas em vegetação nativa, ou seja, corredores e fragmentos florestais (Figura 2.10.b), corroborando os dados obtidos através das demais análises.

a



b

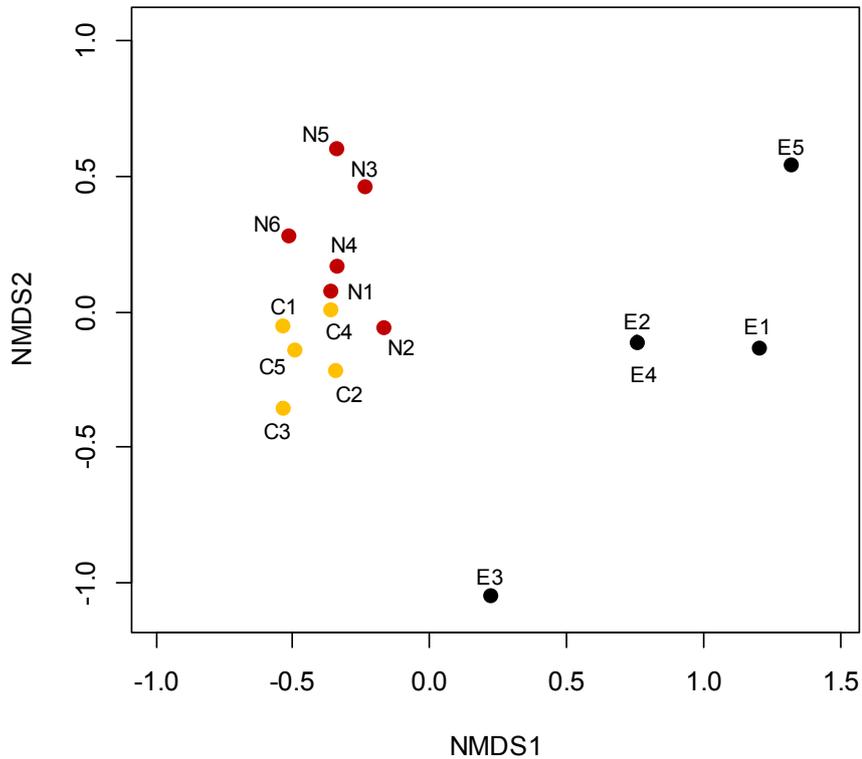


Figura 2.10 – Análises de Ordenação entre as unidades amostrais, obtidos com dados de frequência de registros de mamíferos de médio e grande porte, utilizando distância de Bray-Curtis: (a) Dendrograma, método UPGMA (coeficiente de correlação cofenética de 0,917); (b) NMDS ($\text{stress}=0,088$). Os retângulos em marrom destacam as UAs localizadas em eucalipto e o em verde as demais, localizadas em Corredores e Fragmentos Florestais

2.2.2.5 Modelos Selecionados

As cinco espécies escolhidas para análises, em função do maior número de registros, foram: *Dasypus novemcinctus* (DAS; também é o insetívoro com maior número de registros do GP1), *Didelphis* sp. (DID), *Eira barbara* (EIR), *Nasua nasua* (NAS), *Mazama* cf. *gouazoubira* (MAZ). Além dessas, inclui-se o *Leopardus pardalis* (LEO, jaguatirica) por ser o carnívoro com maior número de registros do GP2 (n=8). Para todas as variáveis dependentes, os ajustes das curvas foram feitos com o modelo linear-normal, pois apresentou a melhor explicação em termos de wAICc.

Dentre os 20 possíveis modelos, oito foram selecionados como modelos explanatórios (i.e., $\Delta AICc < 2$) para explicar a distribuição dos mamíferos de médio e grande porte (Tabela 2.9). O modelo 'PVN_250m_2000m' foi o melhor ajuste para seis variáveis: RIQ (Figura 2.11.a), FRQ, FG, FD, GP1 e DAS (Figura 2.11.b), demonstrando que a explicação para essas variáveis é obtida numa análise em multi-escala. O segundo modelo com maior importância na explicação das variáveis foi o 'PVN_250m' (Tabela 2.9), selecionado para RIQ, DID, LEO e NAS, destacando a importância da proporção de vegetação próximo aos pontos de amostragem. Outros modelos demonstraram-se relativamente importantes, tendo sido selecionados duas vezes, como o 'PVM_250m', melhor ajuste para GP2 (Figura 2.11.c). Além disso, é possível perceber que várias variáveis em diferentes escalas parecem influenciar na ocorrência de mamíferos (por exemplo: 'HID_100m', 'FLX', 'DAU', 'IQP_2000m'; Tabela 2.9).

A frequência de registros de *Didelphis* sp. obteve seu melhor ajuste para o modelo 'PVN_HID_250m', que embora este esteja numa escala próxima ao ponto de amostragem, é composto por duas variáveis conjuntamente (Figura 2.11.d). Para as demais espécies avaliadas, os melhores modelos selecionados são simples, ou seja, com apenas uma variável (Tabela 2.9; Figura 2.11.e-h).

Tabela 2.9 – Conjunto de modelos selecionados para explicar a distribuição e frequência de registros de mamíferos de médio e grande porte, Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, sul do Estado de São Paulo

Variável Dependente	Modelos Selecionados	$\Delta AICc$	wAICc	wAICc Acumulado
RIQ (Riqueza)	PVN_250m_2000m	0,0	0,61	
	PVN_250m	1,6	0,28	0,89
FRQ (Frequência de Registros)	PVN_250m_2000m	0,0	0,87	0,87
FG (Riqueza de Grupos Funcionais)	PVN_250m_2000m	0,0	0,91	0,91
FD (Diversidade Funcional)	PVN_250m_2000m	0,0	0,98	0,98
GP1 (Frequência de Registros GP1)	PVN_250m_2000m	0,0	0,91	0,91
GP2 (Frequência de Registros GP2)	PVM_250m	0,0	0,49	0,49
DAS (<i>Dasypus novemcinctus</i>)	PVN_250m_2000m	0,0	0,98	0,98
DID (<i>Didelphis</i> sp.)	PVN_HID_250m	0,0	0,41	
	IQP_2000m	1,2	0,23	
	PVN_250m	1,6	0,18	0,81
EIR (<i>Eira barbara</i>)	FLX	0,0	0,44	0,44
LEO (<i>Leopardus pardalis</i>)	Nulo	0,0	0,18	
	PVN_250m	1,1	0,10	
	PVM_250m	1,3	0,09	
	DAU	1,5	0,08	0,45
MAZ (<i>Mazama</i> cf. <i>gouazoubira</i>)	HID_1000m	0,0	0,41	0,41
NAS (<i>Nasua nasua</i>)	PVN_250m	0,0	0,25	
	IQP_2000m	0,5	0,20	
	PVN_HID_250m	1,2	0,14	0,59

As variáveis dependentes mais bem explicadas pela seleção de modelos foram DAS, FD e FG, com wAICc Acumulado > 0,90 (Tabela 2.9). Os piores ajustes foram observados para LEO e MAZ, com soma de wAICc sendo 0,45 e 0,41, respectivamente. MAZ foi o que apresentou a explicação mais fraca, mesmo tendo sido selecionado apenas um modelo como plausível (Veja Figura 2.11.g, com uma curva de ajuste pouco significativa). A Figura 2.11.f apresenta o ajuste de curva para LEO~PVN_250m, apenas um dentre os quatro modelos plausíveis para essa variável resposta.

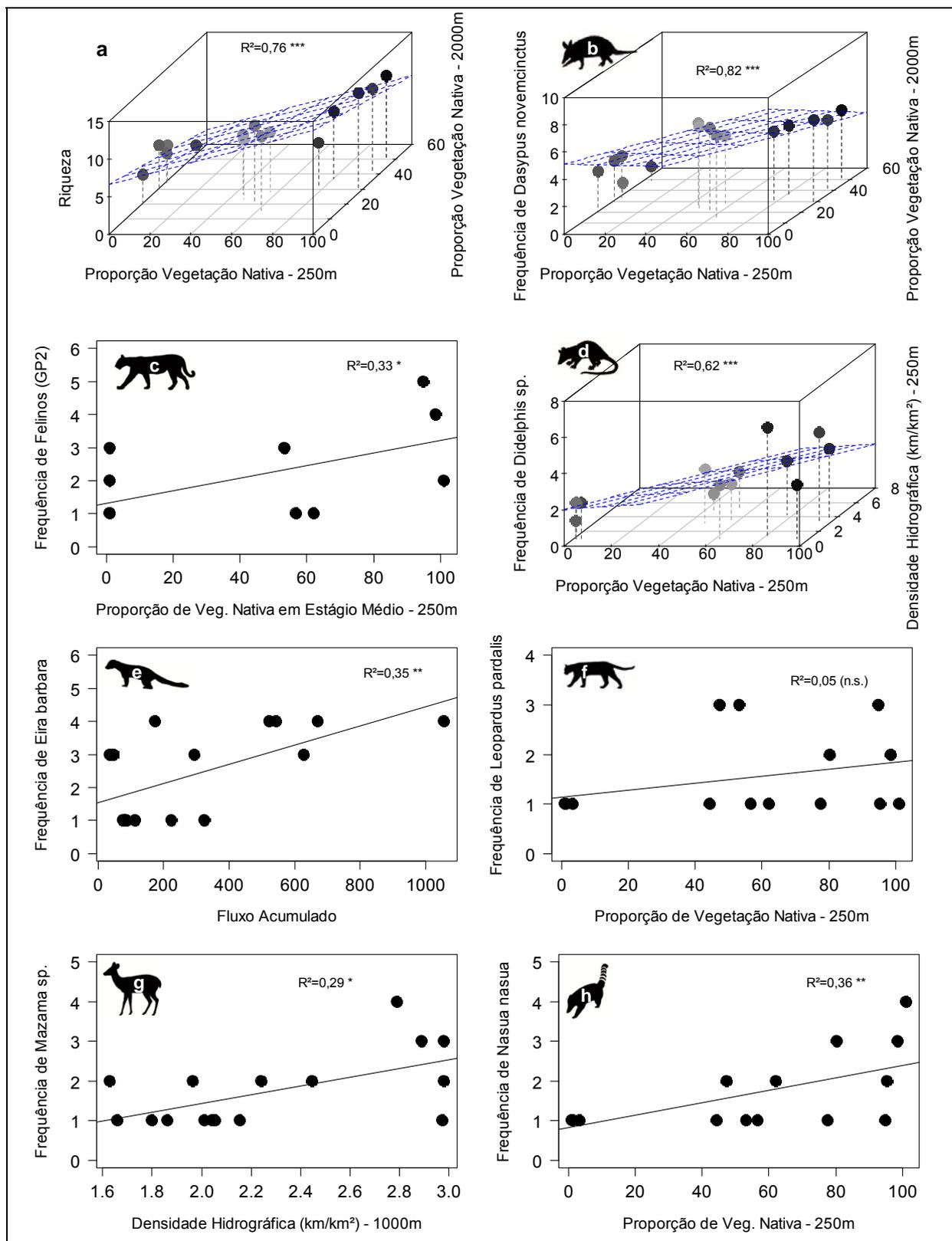


Figura 2.11 – Gráficos de dispersão dos melhores modelos selecionados ($\Delta AICc=0$) para as variáveis dependentes testadas: (a) RIQ, riqueza; (b) DAS, *Dasyopus novemcinctus*; (c) GP2, grupo funcional 2 – felinos; (d) DID, *Didelphis* sp.; (e) EIR, *Eira barbara*; (f) LEO*, *Leopardus pardalis*; (g) MAZ, *Mazama* cf. *gouzoubira*; (h) NAS, *Nasua nasua*. *O gráfico apresentado corresponde ao segundo melhor modelos selecionado para a variável (LEO~PVN_250m; $\Delta AICc=1.1$) pois o modelo nulo, é o de melhor ajuste.

Para a Análise de Correlação Canônica, foi incluída a principal variável na seleção de modelos, ou seja, proporção de vegetação nativa nos *buffers* de 250 m (PVN_250m) e as variáveis que representam possíveis impactos negativos aos mamíferos de médio e grande porte, a saber: o índice de presença antrópica (IPA), proporção de eucalipto no *buffer* de 250 m (EUC_250m) e a distância à zona urbana mais próxima (DAU). O primeiro eixo da CCA (Figura 2.12) representa principalmente um contraste entre proporção de vegetação nativa a 250 m (0,903) e eucalipto a mesma escala (-0,918). O segundo eixo é definido principalmente pelo contraste entre as variáveis IPA (-0,578) e DAU (0,491).

A distribuição de espécies generalistas e insetívoras, como *Cabassous* sp., *Dasybus novemcinctus*, *Dasybus septencinctus*, *Tamandua tetradactyla*, *Chrysocyon brachyurus* foram positivamente relacionadas à proporção de eucalipto, com alguma variação explicada pelo eixo-2. As espécies *Cerdocyon thous*, *Sciurus aestuans*, *Conepatus* cf. *chinga*, *Puma concolor*, *Leopardus* sp., *Nasua nasua* e *Dasyprocta azarae* tiveram uma alta relação com as variáveis de vegetação nativa e IPA. Ainda, o eixo-2 foi o mais importante para *Leopardus pardalis* e *Cerdocyon thous*, tendendo para maiores valores de IPA.

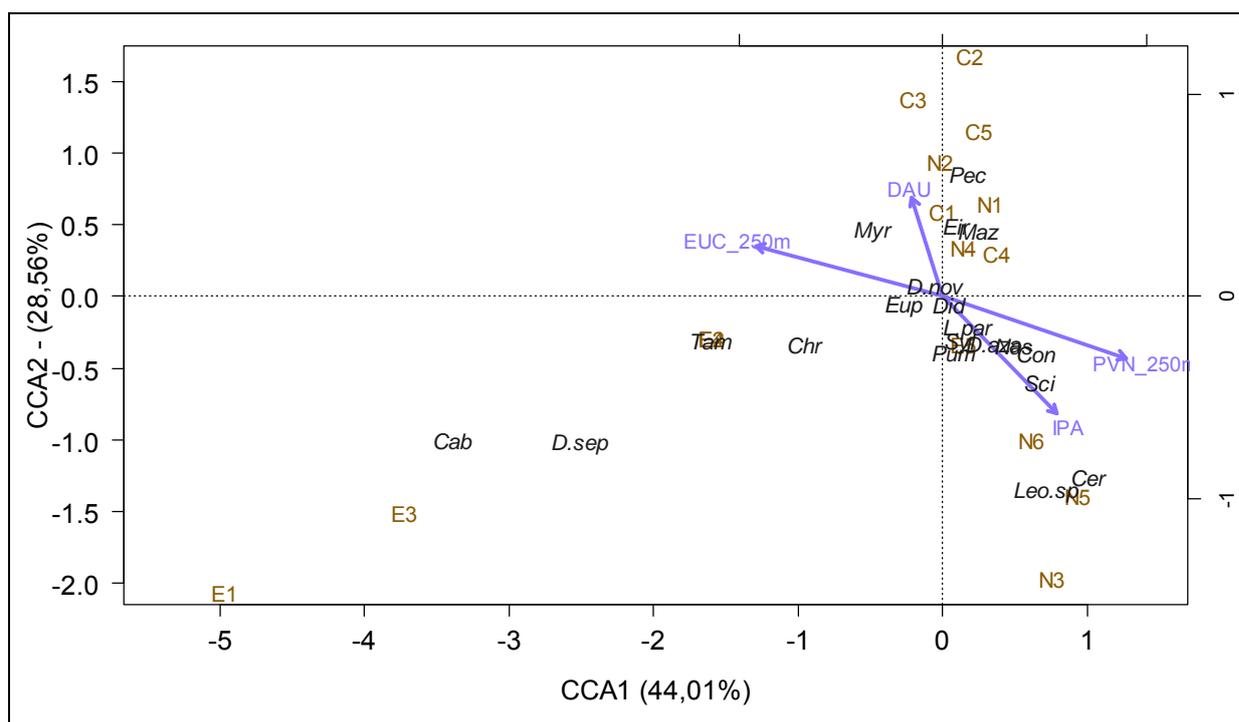


Figura 2.12 – Ordenação das espécies de mamíferos de médio e grande porte na Análise de Correlação Canônica (CCA) obtida com variáveis da paisagem na área de estudo: PVN_250m, EUC_250m, DAU e IPA. Análise de Variância (permutação de Monte Carlo): valor- $p < 0,05$; $F = 1,43$. Espécies: Cab- *Cabassous* sp.; Cer- *Cerdocyon thous*; Chr- *Chrysocyon brachyurus*; Con- *Conepatus cf. chinga*; D.aza- *Dasyprocta azarae*; D.nov- *Dasyprocta novemcinctus*; D.sep- *Dasyprocta septemcinctus*; Did- *Didelphis* sp.; Eir- *Eira Barbara*; Eup- *Euphractus sexcinctus*; L.par- *Leopardus pardalis*; Leo.sp- *Leopardus* sp.; Maz- *Mazama cf. gouazoubira*; Myr- *Myrmecophaga tridactyla*; Nas- *Nasua nasua*; Pec- *Pecari tajacu*; Pum- *Puma concolor*; Sci- *Sciurus aestuans*; Tam- *Tamandua tetradactyla*; Syl- *Sytilagus brasiliensis*

2.2.3 Discussão

2.2.3.1 Grupos e Diversidade Funcionais como métricas de biodiversidade

Recentemente, diversos estudos tem discutido a adequabilidade da riqueza como um parâmetro preditor na avaliação da estrutura das comunidades bióticas locais, demonstrando que outras medidas podem ser mais adequadas para entender essa estrutura a partir das espécies encontradas em escala regional (CIANCIARUSO et al., 2009; HIDASI-NETO et al., 2012). Algumas abordagens têm adotado parâmetros alternativos, como o agrupamento das espécies em grupos funcionais de acordo com características ecológicas semelhantes e que, teoricamente, apresentam alta similaridade em termos de nicho ecológico, desempenhando funções redundantes no ecossistema e, por isso, são agrupadas (MARTENSEN et al., 2008). Neste estudo, as medidas alternativas como grupos funcionais ou mesmo diversidade funcional, embora com uma significância ecológica altamente plausível, não apresentaram diferenças em relação à riqueza, como uma

importante variável resposta para os efeitos da fragmentação testados – ou seja, observou-se uma alta correlação entre a riqueza, diversidade funcional e riqueza de grupos funcionais registradas na comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte, onde optou-se por utilizar os dados originais, isto é, a riqueza como principal resposta da comunidade aos aspectos da paisagem.

2.2.3.2 A importância da matriz de eucaliptos

Uma das abordagens mais comuns em estudos de ecologia da paisagem é a relação espécies-área (ARRHENIUS, 1923) aplicada à teoria da biogeografia de ilhas (MacARTHUR; WILSON, 1967), cujas variáveis tamanhos e isolamento dos fragmentos demonstram uma importante relevância para a presença das espécies (VIEIRA et al., 2009; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010; FRANZÉN et al., 2012). É comum que nesses estudos se assumam a matriz como não-habitat (DEBINSKI, 2006; FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009). No entanto, Prugh et al. (2008) encontrou evidências sólidas de que o tipo de cobertura do solo entre as manchas de habitat afeta as comunidades mais intensamente que os tamanhos e isolamentos. Além disso, a composição da matriz demonstra uma marcante influência na distribuição de diversos grupos de organismos na paisagem (GASCON et al., 1999; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010; VASCONCELOS et al., 2006).

Pardini et al. (2010) demonstraram que o efeito dos tamanhos e isolamento das manchas de habitat foi significativo para explicar as riquezas observadas, porém apenas em paisagens com níveis intermediários de habitat (~30%) – em paisagens com graus de fragmentação menores (~50% de habitat) e maiores (~10% de habitat), o efeito não foi observado, indicando para a existência de limiares de fragmentação (WITH; CRIST, 1995; OLIVEIRA-FILHO; METZGER, 2006) ou patamares de equilíbrio da comunidade em áreas fragmentadas (PARDINI et al., 2010). Canale et al. (2012), em uma região da Mata Atlântica onde cerca de 90% do habitat fora convertido em outros usos do solo, encontraram uma perda significativa de espécies de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de menor tamanho, entretanto, a correlação foi atribuída à outros fatores, como caça, outros distúrbios antrópicos e estocasticidade.

Contudo, vários registros de mamíferos de médio e grande porte têm sido obtidos em matrizes agrícolas de paisagens fragmentadas (LYRA-JORGE et al., 2007; MENDONÇA, 2009; TIMO, 2009; LYRA-JORGE et al., 2010; DOTTA;

VERDADE, 2011; MIOTTO et al., 2012). Desta forma, os estudos que abordam a relação espécies-área tornam-se discutíveis, pois diversos trabalhos não corroboraram com essa hipótese (BENDER; FAHRIG, 2005; PRUGH et al., 2008; PARDINI et al., 2010). Claramente, não há consenso sobre o tema, além da forte indicação de que a composição e estrutura da paisagem são determinantes para a ocorrência e dispersão dos organismos, além dos tamanhos e graus de isolamento dos fragmentos.

Neste trabalho, várias espécies de mamíferos de médio e grande porte foram observadas na matriz, embora as riquezas tenham sido diferentes daquelas encontradas nos corredores e fragmentos florestais. Grande parte das espécies registradas na matriz de eucalipto corresponde a animais de dieta insetívora, como os tatus (*Dasypus novemcinctus*, *Dasypus septemcinctus*, *Cabassous* sp. e *Euphractus sexcinctus*) e tamanduás (*Myrmecophaga tridactyla* e *Tamandua tetradactyla*). Esses registros não surpreendem, pois os talhões florestais são abundantes em colônias de formigas e cupins, itens primordiais na dieta dessas espécies (REDFORD, 1985; ROBINSON; REDFORD, 1986).

A configuração da paisagem foi indicada como um importante fator na ocorrência de mamíferos, mesmo para outros tipos de matriz, como pastagens e cana-de-açúcar (LINDENMAYER; HOBBS, 2007; BENDER; FAHRIG, 2005; LYRA-JORGE et al., 2010), o que pode ter favorecido o registro de espécies de dieta generalista, como o gambá (*Didelphis* sp.) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), além dos animais das ordens Cingulata e Pilosa supracitados. Embora manejado nos primeiros anos dos plantios, a presença do sub-bosque sob as florestas plantadas (Figura 2.2) pode promover a ocorrência de itens alimentares de espécies generalistas, como arbustos e herbáceas (PARROTA, 1995). O incremento na estrutura das florestas plantadas, através do sub-bosque, aumenta a presença de invertebrados e pequenos vertebrados, como mamíferos e aves (LINDENMAYER et al., 1999; UMETSU; PARDINI, 2007; LANTSCHNER et al., 2012). Esse resultado é extremamente importante em termos conservacionistas, pois apesar da menor riqueza registrada, duas espécies ameaçadas de extinção (lobo-guará e tamanduá-bandeira), tanto no estado (PERCEQUILLO; KIERULFF, 2009) quanto no país (CHIARELLO et al., 2008), foram registradas nessa matriz. Não obstante, é possível que tais espécies sejam encontradas nos talhões de eucalipto devido a existência de

grandes fragmentos nessa paisagem, além da existência de corredores florestais, que praticamente conectam todas as áreas de vegetação nativa dessas fazendas.

2.2.3.3 Estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte

Apesar da relevância da matriz em abrigar mamíferos terrestres de médio e grande porte, as espécies registradas nesse ambiente são um subconjunto daquelas registradas em toda a paisagem, com uma evidente distinção entre os pontos de amostragem. É possível perceber, que os corredores e fragmentos florestais abrigam um maior número de espécies, significativamente superior à riqueza encontrada nos talhões de eucalipto, além da composição ser diferente. Entre os ambientes ocupados por vegetação nativa, embora não haja uma significativa diferença em termos de riqueza, há uma sutil diferenciação em termos de composição das espécies. Essa semelhança se dá pelo fato de que apenas duas espécies foram exclusivas de fragmentos florestais em relação aos corredores, a saber: gato-do-mato (*Leopardus sp.*) e tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*). Ambas as espécies possuem hábito escansorial e sua ocorrência pode estar relacionada à estrutura florestal, melhor desenvolvida nos fragmentos, devido ao estágio sucessional mais avançado que o encontrado nos corredores florestais. Em um estudo com florestas plantadas, Lantschner et al. (2012), registrou a ocorrência de *Leopardus geoffroy* (gato-palheiro) em ambientes florestais nativos, associados a floresta plantada (*Pinus sp.*), no entanto, não registrou o felino na matriz, convergindo para o encontrado nesse estudo, ou seja, ausência de registros de *Leopardus sp.* em talhões.

O fato da composição ser bastante semelhante entre corredores e fragmentos pode ser justificado pelo conjunto de espécies encontrado em toda área, a despeito da diferença entre os estágios sucessionais e impactos experimentados nesses dois ambientes. Trata-se de espécies que não possuem uma exigência ecológica extrema, como *Panthera onca* (onça-pintada), *Tayassu pecari* (queixada), *Cuniculus paca* (paca) e *Tapirus terrestris* (anta), que deveriam ocorrer na região, no entanto, podem ser consideradas localmente extintas. Essas espécies são bastante sensíveis a outros fatores perturbatórios, como a caça, responsável pela extinção local em áreas fragmentadas (CHIARELLO, 2000; PERES, 2001; MICHALSKI; PERES, 2005; CANALE et al., 2012).

Outros fatores de perturbação antrópicos (cães-domésticos, encontro com caçadores, cevas, sinais de presença humana recente para pesca ou coleta de pinhão; Figura 2.7) demonstraram a constante visita das áreas por pessoas, apesar da vigilância dos locais. Esses fatores, além da caça, influenciam na ocorrência dos mamíferos de grande porte, inclusive espécies registradas como cateto (*Pecari tajacu*) e veados (*Mazama* sp.). Essas espécies tiveram suas frequências relativas maiores em áreas mais distantes de centros urbanos (Figura 2.12), o que poderia estar relacionado à caça, mais frequente nas proximidades de cidades.

Outras espécies, esperadas para a área, não foram registradas (Tabela 2.2). A ausência de registros para a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), a lontra (*Lontra longicaudis*) e o guaxinim (*Procyon cancrivorus*) pode ser atribuída aos locais de coleta de dados de campo que não priorizaram proximidade de córregos ou lagoas, ambientes típicos da presença dessas espécies. Ainda a lebre-europeia (*Lepus europaeus*), leporídeo exótico introduzido na Argentina em 1888 (GRIGERA; RAPOPORT, 1983), ocupa atualmente grande parte do continente sul-americano, incluindo o estado de São Paulo (BONINO et al., 2010). No entanto, tem preferência por ambientes abertos, o que sugere sua ausência em ambientes cuja matriz seja florestas plantadas. O gato-mourisco (*Puma yagouarondi*) e o furão (*Galictis cuja*) são carnívoros incomuns, sendo o registro bastante raro. Por outro lado, os dados históricos não demonstravam a existência da jaritataca (*Conepatus* cf. *chinga*) para a localidade, tendo sido registrada nesse estudo. Essa espécie, apesar de hábito generalista, teve maior presença em áreas com grande proporção de vegetação nativa (Figura 2.12). No entanto, é possível que seja capaz de utilizar áreas de florestas plantadas (LANTSCHNER et al., 2012), por se tratar de ambientes mais abertos, preferidos pela espécie (DONADIO et al., 2001).

2.2.3.4 A estrutura da paisagem e a comunidade de mamíferos

Dentre os modelos testados para frequência de registros, riqueza de espécies, riqueza de grupos funcionais e diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte, foram mais satisfatórios aqueles que consideraram características da paisagem no raio de 250 metros no entorno da unidade amostral (Tabela 2.9; Figura 2.11). Esse padrão pode estar relacionado à forma de uso do habitat das espécies avaliadas, que possuem área de vida relativamente pequenas e, por isso, a paisagem em escala local é a mais relevante. Secundariamente, vários

modelos incluíram características da paisagem em escala mais ampla (raio de 2000 m, com área total de 1256 ha), indicando áreas de melhor qualidade.

Para os felinos, ou seja, gatos-do-mato (*Leopardus* sp.), jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e onça-parda (*Puma concolor*), a proporção de vegetação nativa foi a variável mais importante (Figura 2.11.c), concordante com as características ecológicas dessas espécies (LYRA-JORGE et al., 2010). A onça-parda e a jaguatirica tem se demonstrado como espécies altamente plásticas, com uma surpreendente capacidade de adaptação a ambientes antrópicos degradados, ocorrendo em áreas altamente fragmentadas (LYRA-JORGE et al., 2010; MIOTTO et al., 2012), apesar de sua dieta estritamente seletiva e carnívora. Lantschner et al. (2012) registrou igualmente *Puma concolor* tanto em áreas de vegetação nativa, quanto na matriz de pinheiros, contrapondo o estudo de Lyra-Jorge et al. (2010), que encontrou a frequência de registros dependente da densidade de bordas, porém em uma matriz agrícola. Neste estudo, a onça-parda foi registrada em um dos corredores florestais avaliados (unidade amostral C3), sugerindo que a estrutura florestal, pode favorecer o deslocamento desse felino pela paisagem.

Embora muitos estudos sejam inconclusivos acerca do uso dos corredores florestais pela fauna (BEIER; NOSS, 1998), várias espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte foram registrados nesses ambientes, onde, em geral, a vegetação apresenta-se em estágios sucessionais iniciais, favorecendo espécies de hábitos e dieta generalistas (MARTENSEN et al., 2008), como o marsupial *Didelphis* sp. e os carnívoros *Eira barbara* e *Nasua nasua*, registrados neste estudo. A alta frequência de registros dessas espécies indica para uma possível elevada abundância desses animais nesse ambiente, considerados como predadores intermediários. Alta abundância dessas espécies, mesmo em fragmentos florestais poderia estar relacionada à teoria da liberação dos mesopredadores, onde a simplificação da cadeia trófica, com a redução populacional local dos grandes predadores (como *Panthera onca* e *Puma concolor*), as abundâncias das espécies de nível trófico intermediário tendem a aumentar (CROOKS; SOULÉ, 1999).

A irara (*Eira barbara*), um carnívoro de médio porte, não foi registrada na matriz, no entanto, obteve-se um grande número de registros em áreas de floresta nativa, especialmente em corredores florestais. Esse carnívoro tem hábito generalista, e pode usar áreas de vegetação secundária, inclusive em proximidades à ocupações humanas (MICHALSKI; PERES, 2005). No entanto, neste estudo os

maiores números de registros das espécies ocorreram em áreas linearmente mais distantes da zona urbana de Capão Bonito (Figura 2.12). Já pela seleção de modelos, o que melhor explica a ocorrência da espécie é o fluxo acumulado, uma medida relacionada ao aspecto geomorfológico da paisagem, onde há o maior acúmulo de fluxo pluviométrico, e nesta paisagem coincide com as áreas de corredores florestais. Nesses ambientes, a floresta apresenta-se em estágio secundário, com maior presença de efeitos de borda e, conseqüentemente, com maior abundância de insetos, principal item alimentar da espécie.

Anderson et al. (2010) e Valeix et al. (2009) demonstraram que evitar aglomerações nas proximidades de córregos e rios é uma das principais estratégias de fuga de predadores, desenvolvida especialmente por ungulados. Esse padrão resulta em que as áreas mais planas (portanto, em geral, distante de corpos d'água lineares), com menor risco de predação, apresentam uma abundância maior de animais. Neste trabalho, não foi observado esse padrão, sendo que o maior número de registros de *Mazama cf. gouazoubira* foi registrado em áreas com maior densidade hidrográfica, logo, com maior variação de declividade. No entanto, as áreas mais planas da paisagem estudada estão exatamente ocupadas pelas florestas plantadas, sugerindo que a espécie se desloque para áreas de vegetação nativa, no caso, nas proximidades aos córregos. Por outro lado, a espécie inclui em sua dieta itens como folhas, frutos e fungos (RICHARD; JULIÁ, 2001), o que em tese pode permitir o uso de áreas com vegetação secundária ou mesmo sub-bosques de florestas plantadas, como oportunamente avistado neste mesmo estudo.

Diversos estudos indicam as rodovias como grande fonte de impacto negativo para a fauna silvestre tanto por atropelamentos (GRILLO et al., 2010), quanto pela formação de barreiras e impedindo os indivíduos de acessar outras manchas de habitat, acarretando alterações na sua dispersão (LESBARRÈRES; FAHRIG, 2011). No entanto, os impactos causados por carreadores são desconhecidos. Essas estradas presentes no interior das áreas produtivas tem uso intenso apenas durante atividades de colheita, quando caminhões e máquinas trabalham na retirada de madeira, o que não foi avaliado neste estudo. O que se sabe a respeito dos carreadores é que eles podem interferir no padrão de deslocamento das espécies de mamíferos na paisagem (HARMSSEN et al., 2010), não significando necessariamente um aspecto negativo. De fato, neste estudo, nenhuma das espécies avaliadas teve sua frequência de registros relacionada à proporção de carreadores (Tabela 2.9).

2.2.3.5 Implicações para Conservação da Mastofauna

Apesar da relevante importância dos grandes fragmentos e áreas protegidas na conservação dos mamíferos terrestres de médio e grande porte (LAURANCE et al., 2012), florestas secundárias em estágios sucessionais iniciais podem abrigar um relevante subconjunto da mastofauna silvestre (PARRY et al., 2007). Neste trabalho, isso pôde ser comprovado com o registro de espécies de mamíferos tanto em fragmentos quanto em locais mais expostos aos efeitos da matriz, como corredores florestais. A riqueza encontrada nesses locais, embora menor que a observada em unidades de conservação próximas ao local de estudo, como o Parque Estadual Carlos Botelho e Parque Estadual Intervales (GALETTI et al., 2009), demonstra a contribuição de propriedades particulares e dos pequenos fragmentos na conservação da biodiversidade. Essa contribuição é relevante, sobretudo em um bioma crítico (CHIARELLO, 1999; PARDINI et al., 2005), com grande proporção de espécies endêmicas e ameaçadas (MYERS et al., 2000).

Em áreas com alto grau de fragmentação, os corredores e pequenas manchas de habitat podem conferir à paisagem maior conectividade, incrementando a permeabilidade e o uso da matriz pela fauna. Além disso, a riqueza de espécies encontradas na matriz pode ser fortemente influenciada pela quantidade de floresta nativa na paisagem (FARIA et al., 2007; DECONCHAT; BROCKERHOFF; BARBARO, 2009; LANTSCHNER; RUSCH; HAYES, 2012). Além disso, a forma com que as espécies reagem às alterações em seu habitat e na matriz são pouco conhecidas pela ciência, e estudos que investiguem esse aspecto devem ser encorajados (LAW; DICKMAN, 1998), principalmente em áreas onde a conectividade pode estar sendo incrementada pela quantidade de habitat recuperado nas últimas décadas na Mata Atlântica (LIRA et al., 2012).

De fato, demonstrou-se que várias espécies são capazes de usar corredores florestais e matrizes ocupadas pela silvicultura, em maior ou menor grau, o que pode estar relacionado à estrutura florestal nesse tipo de mosaico, que possibilita o incremento da heterogeneidade de habitats, beneficiando a fauna (AUGUST, 1983). No entanto, a eficácia dos corredores que interligam os fragmentos de maior porte só pode ser confirmada com estudos mais aprofundados, de caráter específico, de forma a medir troca de indivíduos entre as áreas e dispersão através da matriz. Este trabalho também destaca a importância dos estudos da fauna na escala da

paisagem, incluindo seus componentes (PÜTTKER et al., 2012), como a presença de corredores e as análises multiescala.

Este estudo traz importantes contribuições sobre o estudo dos mamíferos de médio e grande porte em paisagens fragmentadas em matriz de eucalipto, uma monocultura pouco estudada apesar de sua importância ecológica e econômica para o Brasil. Trata-se de um dos poucos estudos na Mata Atlântica que faz uma abordagem multiescala e multivariada da estrutura da paisagem afetando a fauna local. Os resultados sugerem que paisagens com essa matriz tem uma importante contribuição na conservação dos mamíferos, por abrigar grande parte das espécies presentes em escala regional, inclusive espécies ameaçadas de extinção. Essa pesquisa, apesar do caráter científico pode ser utilizada para medidas aplicadas ao manejo florestal, principalmente concernente ao principal resultado atingido, a contribuição da vegetação nativa na conservação das espécies de mamíferos de médio e grande porte.

2.3 Conclusões

1. As riquezas encontradas em áreas de vegetação nativa, isto é, corredores e fragmentos florestais são maiores que a registrada na matriz de eucaliptos.
2. As variáveis de paisagem relacionadas ao uso do solo por florestas nativas, a escalas de 250 m e 2000 m foram as que melhor explicaram a frequência de registros de mamíferos de médio e grande porte.
3. Para mamíferos de médio e grande porte, a utilização de riqueza de grupos funcionais e diversidade funcional não representou um ganho nas análises da biodiversidade, dado a alta correlação entre ambos os parâmetros com a riqueza de espécies.
4. O Índice de Qualidade da Paisagem (IQP) foi redundante com algumas variáveis da paisagem, não tendo uma ampla aplicação neste trabalho, porém para matrizes heterogêneas, pode representar uma importante variável explanatória.

5. As áreas amostradas em corredores e fragmentos florestais possuem uma comunidade de mamíferos de médio e grande porte semelhantes, sendo distintas do conjunto de espécies encontrado nos talhões de eucalipto.

6. Os felinos, apesar do baixo número de registros, usam a paisagem de forma integrada, ou seja, não foi verificada diferença entre frequência de registros para os diferentes usos do solo, tendo sido registrados na matriz, nos corredores e nos remanescentes.

7. Em paisagens fragmentadas, a conectividade conferida principalmente pela presença de corredores, como áreas de preservação permanente, e secundariamente, pela matriz de estrutura florestal permitem que a comunidade de mamíferos de médio e grande porte seja rica, destacando a importância dos pequenos fragmentos na conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas.

Referências

- ANDERSON, T.M.; HOPCRAFT, J.G.C.; EBY, S.; RITCHIE, M.; GRACE, J.B.; OLFF, H. Landscape-scale analyses suggest both nutrient and antipredator advantages to Serengeti herbivore hotspots. **Ecology**, Durham, v. 91, n. 5, p. 1519-1529, 2010.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous birds species in Amazonian Forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.
- ARAGONA, M.; SETZ, E.Z.F. Diet of the maned Wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 254, p. 131-136, 2001.
- ARANDA, M.; SÁNCHEZ-CORDERO, V. Prey Spectra of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Puma concolor*) in Tropical Forests of Mexico. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 31, p. 65-67, 1996.
- ARRHENIUS, O. Species and Area. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 9, n. 1, p. 95-99, 1923.
- BALI, A.; KUMAR, A.; KRISHNAWAMY, J. The mammalian communities in coffee plantations around a protected area in the Western Ghats, India. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, p. 93-102, 2007.
- BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; ARAUJO, I.S.; ÁVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J.E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I.M.; HOOGMOED, M.S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N.F.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.; MESTRE, L.A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; SILVA, M. N.F. da; SILVA MOTTA, C. da; PERES, C.A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, Nov., 2007.
- BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P.; CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, Durham, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004.
- BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília; Universidade de Brasília, 1991. 180 p.
- BEIER, P.; NOSS, R.F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? **Conservation Biology**, Boston, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, Dec. 1998.
- BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, Durham, v. 86, n. 8, p. 1988-1995, 2005.
- BENCKE, A.; MAURÍCIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERK, J.M. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: pt 1 – estados do domínio da Mata Atlântica**. São Paulo; SAVE Brasil, 2006. 494 p.

BENDER, D.J.; FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, Durham, v. 86, n. 4, p. 1023-1033, 2005.

BENNETT, A.F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 4, n. 2/3, p. 109-122, 1990.

BENNETT, A.F.; RADFORD, J.Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 133, p. 250-264, 2006.

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

BIANCHI, R.C.; ROSA, A. F.; GATTI, A.; MENDES, S.L. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarondi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. **Zoologia**, New, York, v. 28, n. 1 p. 127-132, Feb., 2011.

BOLGER, D.T.; SCOTT, T.A.; ROTENBERRY, J.T. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. **Biological Conservation**, Essex, v. 102, p. 213-224, 2001.

BONINO, N.; COSSÍOS, D.; MENEGHETI, J. Dispersal of the European hare, *Lepus europaeus* in South America. **Folia Zoologica**, Prague, v. 59, n. 1, p. 9-15, 2010.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 907-918, 2009.

BRADLEY, C.A.; ALTIZIER, S. Urbanization and the ecology of wildlife diseases. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 22, n.2, p. 95-102, 2006.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 4, p. 909-923, Aug., 2002.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. 2nd ed. Springer: New York, 488 p. 2002.

CANALE, G.R.; PERES, C.A.; GUIDORIZZI, C.E.; GATTO, C.A.F.; KIERULFF, M.C. M. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, e41671, 2008.

CASA DA FLORESTA. **Projeto Conservação**. Piracicaba: Casa da Floresta, 2009. (Relatório Anual de Monitoramento de Fauna e Flora)

CASA DA FLORESTA. **Projeto Conservação**. Piracicaba: Casa da Floresta, 2011. (Relatório Anual de Monitoramento de Fauna e Flora)

CAUGHLEY, G. **Analysis of Vertebrates Populations**. Caldwell: The Blackburn Press. 1977. 234p.

CAVIA, R.; CUETO, G.R.; SUÁREZ, O.V. Changes in rodent communities according to the landscape structure in an urban ecosystem. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 90, n. 1/2, p. 11-19, Mar., 2009.

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

CHIARELLO, A.G.; AGUIAR, L.M.S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F.R.; RODRIGUES, F.H.G.; SILVA, V.M.F. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. **Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. v. 2 1420p.

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

CIAGRO. **Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas**. Disponível em: < <http://www.ciiagro.sp.gov.br/>>. Acesso em: 27 Ago. 2012.

COSENTINO, B.J.; SCHOOLEY, R.L.; PPHILLIPS, C.A. Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, p. 371-379, Mar, 2011.

CROOKS, K.R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, 1999.

CUARÓN, A.D. A Global Perspective on habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1574-1579, 2000.

CUSHMAN, S.A.; SHIRK, A.; LANDGUTH, E.L. Separating the effects of habitat area, fragmentation and matrix resistance on genetic differentiation in complex landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 27, p. 369-380, 2012.

DAILY, G. C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZÁN, G.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. Countryside Biogeography of Neotropical Mammals: Conservation Opportunities in Agricultural Landscape of Costa Rica. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 6, p. 1814-1826, 2003.

DE ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; DI BLANCO, Y.; DI BITETTI, M. **Guía de huellas de los mamíferos de Misiones y otras áreas Del subtrópico de Argentina.**

Tucumán: Ediciones Del Subtrópico, 2008. 120 p.

DEBINSKI, D.M. Forest fragmentation and matrix effects: the matrix *does* matter. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 1791-1792, 2006.

DECONCHAT, M.; BROCKERHOFF, E.G.; BARBARO, L. Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. **Forest and Ecology Management**, Amsterdam, v. 258S, p. 196-205, 2009.

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

DONADIO, E.; DI MARTINO, S.; AUBONE, M.; NOVARO, A. J. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. **Mammalia**, Paris, v. 65, n.1, p. 49-54, 2001.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 75, n. 4, p. 345-352, Nov., 2011.

DRAKARE, S.; LENNON, J. J.; HILLEBRAND, H. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationship. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, p. 215-227, 2006.

ETHIER, K.; FAHRIG, L. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, p. 865-876, 2011.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, Oxford, v. 21, p. 1003-1015, 2007.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F.G.; CRIST, T.O.; FULLER, R.J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G.M.; MARTIN, J. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, p. 101-112, 2011.

FAITH, D.P.; MINCHIN, P.R.; BELBIN, L. Compositional as a robust measure of ecological distance. **Vegetatio**, The Hague, v. 69, p. 57-68, 1987.

FAO. **State of the World's Forests**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011. p. 164.

FARIA, D.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M. LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two

contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity Conservation**, Boston, v. 16, p. 2335-2357, 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 265-280, May, 2007.

FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 29, p. 207-231, 1998.

FRANKLIN, J.F.; LINDENMAYER, D.B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 106, n. 2, p. 349-350, Jan., 2009.

FRANZÉN, M.; SCHWEIGER, O.; BETZHOLTZ, P. Species-Area Relationship Are Controlled by Species Traits. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, n. 5, e37359, Maio 2012.

FRATERRIGO, J.M.; PEARSON, S.M.; TURNER, M.G. Joint effects of habitat configuration and temporal stochasticity on population dynamics. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 7, p. 863-877, 2009.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1229-1241, 2009.

GARLA, R.C.; SETZ, E.Z.F.; Jaguar (*Panthera onca*) Food Habits in Atlantic Rain Forest Southeastern Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 33, n. 4, p. 691-696, 2001.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p.223-229, 1999.

GASPAR, D.A. **Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP**. 2005. 148 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

GEHRING, T.M.; SWIHART, R.K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 109, p. 283-295, Feb., 2003.

GIBBS, H.K.; RUESCH, A.S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M.K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J.A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, p. 16732-16737, 2010.

GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; GUIX, J.C.; MATEOS, E.; LLORENS, L. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversity and Conservation**, London, v.10, p. 1267-1282, 2001.

GRIGERA, D.E.; RAPOPORT, E.H. Status and distribution of the European hare in South America. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 64, p. 163-166, 1983.

GRILO, C.; ASCENSÃO, F.; SANTOS-REIS, M.; BISSONETTE, J.A. Do well-connected landscapes promote Road-related mortality? **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 57, n. 4, p. 707-716, 2011.

HADDAD, N.M.; BOWNE, D.R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B.J.; LEVEY, D. J.; SARGENT, S.; SPIRA, T. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, Durham, v. 84, p. 609-615, 2003.

HANSBAUER, M.M.; STORCH, I.; LEU, S.; NIETO-HOLGUIN, J.; PIMENTEL, R.G.; KNAUER, F.; METZGER, J.P. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 782-791, 2008.

HIDASI-NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, M.V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of Forest structure. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 15, p. 407-415, 2012.

HOBBS, R.J.; FLOYD, R.; CUNNINGHAM, S.; CATLING, P.; IVE, J. **Hardwood Plantations**: Quantifying conservation and environmental service benefits. Kingston: Rural Industries Research and Development Corporation, 2003. 88p.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>> Acesso em: 27 Aug. 2012.

JACKSON, D.A. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 268, p. 9-26, 1993.

KENT, R.; CARMEL, Y. Presence-only versus presence-absence data in species composition determinant analyses. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 3, p. 474-479, May 2011.

KISINGO, A.W.; SABUNI, C.A.; COIFFAIT, L.; HAYHOW, B.; LARSEN, B. Effects of habitat fragmentation on diversity of small mammals in Lulanda Forest in Mufindi, Tanzania. **Belgian Journal of Zoology**, Gent, v. 135, p. 109-112, 2005.

LANTSCHNER, M.V.; RUSCH, V.; HAYES, J.P. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape on Patagonia, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Dordrecht, v. 269, p. 271-278, 2012.

LANTSCHNER, M. V.; RUSCH, V.; HAYES, J. P. Influences of pine plantation on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. **Mammalia**, Berlin, v. 75, p. 249-255, 2011.

LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 231-239, 1999.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M.A. Special Section: Synergistic Effects in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 6, p. 1488-1489, 2001.

LAURANCE, W.F.; LAURANCE, S.G.; HILBERT, D.W. Long-Term Dynamics of a Fragmented Rainforest Mammal Assemblage. **Conservation Biology**, Boston, v. 22, n. 5, p. 1154-1164, 2008.

LAURANCE, W.F.; USECHE, D.C.; RENDEIRO, J.; KALKA, M.; BRADSHAW, C.J.A.; SLOAN, S.P.; LAURANCE, S.G.; CAMPBELL, M.; ABERNETHY, K.; ALVAREZ, P.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; ASHTON, P.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; BLOM, A.; BOBO, K.S.; CANNON, C.H.; CAO, M.; CARROLL, R.; CHAPMAN, C.; COATES, R.; CORDS, M.; DANIELSEN, F.; DJIN, B.D.; DINERSTEIN, E.; DONNELLY, M.A.; EDWARDS, D.; EDWARDS, F.; FARWIG, N.; FASHING, P.; FORGET, P.; FOSTER, M.; GALE, G.; HARRIS, D.; HARRISON, R.; HART, J.; KARPANTY, S.; KRESS, W.J.; KRISHNASWAMY, J.; LOGSDON, W.; LOVETT, J.; MAGNUSSON, W.; MAISELS, F.; MARSHALL, A.R.; McCLEARN, D.; MUDAPPA, D.; NIELSEN, M.R.; PEARSON, R.; PITMAN, N.; PLOEG, J.; PLUMPTRE, A.; POULSEN, J.; QUESADA, M.; RAINEY, H.; ROBINSON, D.; ROETZGER, C.; ROVERO, F.; SCATENA, F.; SCHULZE, C.; SHEIL, D.; STRUHSAKER, T.; TERBORGH, J.; THOMAS, D.; TIMM, R.; URBINA-CARDONA, J.N.; VASUDEVAN, K.; WRIGHT, S.J.; ARIAS-G., J.C.; ARROYO, L.; ASHTON, M.; AUZEL, P.; BABAASA, D.; BABWETEERA, F.; BAKER, P.; BANKI, O.; BASS, M.; BILA-ISIA, I.; BLAKE, S.; BRECKELMAN, W.; BROKAW, N.; BRÜHL, C.A.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CHAO, J.T.; CHAVE, J.; CHELLAM, R.; CLARCK, C.J.; CLAVIJO, J.; CONGDON, R.; CORLETT, R.; DATTARAJA, H.S.; DAVE, C.; GAVIES, G.; BEISIEGEL, B.M.; SILVA, R.N.P.; FIORE, A.; DIEMOS, A.; DIRZO, R.; DORAN-SHEEHY, D.; EATON, M.; EMMONS, L.; ESTRADA, A.; EWANGO, C.; FEDIGAN, L.; FEER, F.; FRUTH, B.; WILLIS, J.C.; GOODALE, U.; GOODMAN, S.; GUIX, J.C.; GUTHIGA, P.; HABER, W.; HAMER, K.; HERBINGER, I.; HILL, J.; HIANG, Z.; SUN, I.F.; ICKES, K.; ITOH, A.; IVANAUSKAS, N.; JACKES, B.; JANOVEC, J.; JANZEN, D. JIANGMING, M.; JIN, C.; JONES, T.; JUSTINIANO, H.; KALKO, E.; KASANGAKI, A.; KILLEEN, T.; KING, H.; KLOP, E.; KNOOT, C.; KONÉ, I.; KUDAVIDANAGE, E.; RIBEIRO, J.L.S.; LATTKE, J.; LAVAL, R.; LAWTON, R.; LEAL, M.; LEIGHTON, M.; LENTINO, M. LEONEL, C.; LINDSELL, J.; LING, LING, L.; LIENMAIR, K.E.; LOSOS, E.; LUGO, A.; LWANGA, J.; MACK, A.L.; MARTINS, M.; MCGRAW, W.S.; McNAB, R.; MONTAG, L.; THOMPSON, J. M.; NABE-NIELSEN, J.; NAKAGAWA, M.; NEPAL, S.; NORCONK, M.; NOVOTNY, V.; O'DONNELL, S.; OPIANG, M.; OUBOTER, P.; PARKER, K.; PARTHASARATHY, N.; PISCIOTTA, K.; PRAWIRADILAGA, D.; PRINGLE, C.; RAJATHURAI, S.; REICHARD, U.; REINARTZ, G.; RENTON, K.; REYNOLDS, G.; REYNOLDS, V.; RILEY, E.; RÖDEL, M.O.; ROTHMAN, J.; ROUND, P.; SAKAI, S.; SANAIOTTI, T.; SAVINI, T.; SCHAAB, G.; SEIDENSTICKER, J.; SIAKA, A.; SILMAN, M.R.; SMITH, T.B.; STOKES, E.; STONER, K.E.; SUKUMAR, R.; SURBECK, M.; TOBLER, M.; TSCHARNTKE, T.; TURKALO, A.; UMAPATHY, G.; WEERDS, M.; RIVERA, J.V.; VENKATARAMAN, M.; VENN, L.; VERA, C.; CASTILHO, C.V.; WALTERT, M.; WANG, B.; WATTS, D.; WEBER, W.; WEST, P.; WHITACRE, D.; WHITNEY, K.; WILKIE, D.; WILLIAMS, S.; WRIGTH, D. D.; WRIGTH, P.; XIANKAI, L.; YONZON, P.; ZAMZANI, F. Averting biodiversity collapse in tropical Forest protected areas. **Nature**, London, DOI: 10.1038/nature11318, 2012.

LAW, B.S.; DICKMAN, C.R. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implication for conservation and management. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, p. 323-333, 1998.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, Berlin, v. 129, p. 271-280, 2001.

LESBARRÈRES, D.; FAHRIG, L. Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 27, n. 7, p. 374-380, Jul. 2012.

LESS, A.C.; PERES, C.A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LINDENMAYER, D. B.; CUNNINGHAM, R. B.; POPE, M. L.; DONNELLY, C. F. The response of arboreal marsupials to landscape context: a large-scale fragmentation study. **Ecological Applications**, Tempe, v. 9, n. 2, p. 594-611, 1999.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. **Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis**. Washington: Island Press, 2006. 328p.

LINDENMAYER, D.B.; HOBBS, R.J. **Fauna Conservation in Australian plantation forests – a review**. Kingston: Rural Industries Research and Development Corporation, 2007. 29p.

LINDENMAYER, D.B.; HOBBS, R. J.; SALT, D. Plantation forests and biodiversity conservation. **Australian Forestry**, Queen Victoria, v. 66, n. 1, p. 62-66, 2003.

LIRA, P.K.; TAMBOSI, L.R.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 278, p. 80-89, 2012.

LOMOLINO, M.V. Ecology's Most General, Yet Protean Pattern: The Species-Area Relationship. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 27, n. 1, p. 17-26, Jan. 2000.

LOMOLINO, M.V.; PERAULT, D.R. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 10, p. 113-132, 2001.

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

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 56, n. 3, p. 359-368, Jun. 2010.

MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 2184-2192, 2008.

MENDONÇA, L.S. **Os médios e grandes mamíferos de mosaicos em áreas de reflorestamentos no centro-oeste paulista**. 2009. 139p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1138-1140, 2009.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1166-1177, 2009.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions on a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 383-396, 2005.

MILLER, B.; DUGELBY, B.; FOREMAN, D.; Río, C.M. del; NOSS, R.; PHILLIPS, M.; READING, R.; SOULÉ, M.E.; TERBORGH, J.; WILLCOX, L. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. **Endangered Species UPDATE**, Michigan, v. 18, n. 5, p. 202-210, 2001.

MIOTTO, R.A.; CERVINI, M. BEGOTTI, R.A.; GALETTI JR, P.M. Monitoring a Puma (*Puma concolor*) Population in a Fragmented Landscape on Southeast Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 1, p. 98-104, 2012.

MIOTTO, R.A.; RODRIGUES, F.P.; CIOCHETI, G.; GALETTI JR, P.M. Determination of the Minimum Population Size of Pumas (*Puma concolor*) Through Fecal DNA Analysis in Two Protected Cerrado Areas in the Brazilian Southeast. **Biotropica**, Washington, v. 38, n. 5, p. 647-65, 2007.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.

NEAVES, L.E.; ZENGER, K.R.; PRINCE, R.I.T.; ELDRIGES, M.D.B; COOPER, D. W. Landscape discontinuities influence gene flow and genetic structure in a large, vagile Australian mammal, *Macropus filiginosus*. **Molecular Ecology**, Oxford, v. 18, p. 3363-3378, 2009.

NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 91, n. 3, p. 551-560, 2010.

NÚÑEZ, R.; MILLER, B.; LINDZEY, F. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. **Journal of Zoology**, London, v. 252, p. 373-379, 2000.

OLIVEIRA, V.B.; LINARES, A.M.; CORRÊA, G.L.C.; CHIARELLO, A.G. 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**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 376-378, Jun.2008.

OLIVEIRA-FILHO, F.J B.; METZGER, J.P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, p. 1061-1073, 2006.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; HERRMAN, G.; AGUIAR, L.M. S.; CHIARELLO, A.G.; LEITE, Y.L.R.; COSTA, L.P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C.M.; MENDES, S.L.; TAVARES, V.C.; MITTERMEIER, R.A.; PATTON, J.L. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil**. 2.ed. . Occasional Papers in Conservation biology. Arlington: Conservation International, 2012. 76p.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 10, e13666, Oct. 2010.

PARDINI, R.; FARIA, D. ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M. BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment os specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of structure, fragment size and corridors is maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 253-266, 2005.

PARROTTA, J.A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 6, n. 5, p. 627-636, 1995.

PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Large vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, p. 653-662, 2007.

PENTEADO, M.J.F. **As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo**. 2006. 110 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

PERCEQUILLO, A.R.; KIERULFF, M.C.M. Mamíferos. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção do Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 2009. 645 p.

PERES, C.A. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. **Conservation Biology**, Essex, v. 15, n. 6, p. 1490-1505, 2001.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 116, p. 1422-1426, 2007.

PODANI, J.; SCHMERA, D. On dendrogram-based measures of functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 115, p. 179-185, 2006.

POLIS, G.A.; POWER, M.E.; HUXEL, G.R. **Food Webs at the Landscape Level**. Chicago: University of Chicago Press, 2004. 528 p.

PREVEDELLO, J.A.; FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. **Journal of Zoology**, London, v. 284, p. 53-59, 2011.

PREVEDELLO, J.A.; VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, p. 1205-1223, 2010.

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

PÜTTKER, T.; BUENO, A.A.; BARROS, C.S.; SOMMER, S.; PARDINI, R. Immigration Rates in Fragmented Landscapes – Empirical Evidence for the Importance of Habitat Amount for Species Persistence. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 11, e27963, Nov.2011.

PÜTTKER, T.; PARDINI, R.; MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BMC Ecology**, London, v. 8, n. 9, p. 1-10, 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>> Acesso em: 27 Aug. 2012.

RABINOWITZ, G.B. An Introduction to Nonmetric Multidimensional Scaling. **American Journal of Political Science**, Austin, v. 19, n. 2, p. 343-390, Maio 1975.

RAU, J.R.; JIMÉNEZ, J.E. Diet of Puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in Coastal and Andean Ranges of Southern Chile. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 37, n. 3, p. 201-205, 2002.

REDFORD, K.H. Feeding and food preference in captive and wild Giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **Journal of Zoology**, London, v. 205, n. 4, p. 559-572, April 1985.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implication for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICHARD, E.; JULIÁ, J.P. Dieta de *Mazama gouazoubira* (Mammalia, Cervidae) en um ambiente secundário de yungas, Argentina. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 90, p. 147-156, Maio 2001.

RITCHIE, E.G.; JOHNSON, C.N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. 982-998, 2009.

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

ROCHA, V.J.; REIS, N.R.; SEKIAMA, M.L. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 21, n. 4, p872-876, Dezembro 2004.

SARGEANT, G. A.; JOHNSON, D. H.; BERG, W. E. Interpreting Carnivore Scent-Station Surveys. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 62, n. 4; p. 1235-1246, 1998.

SILVEIRA, L.F., STRAUBE, F.C. Aves Ameaçadas de Extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. (Ed.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. v. 2, 2008. (Série Biodiversidade, 19)

SILVEIRA, L.F.; BENEDICTO, G.A.; SCHUNK, F.; SUGIEDA, A.M. Aves. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção do Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 2009. 645 p.

SNEATH, P.H.A.; SOKAL, R.R. **Numerical Taxonomy**. San Francisco, W. H. Freeman, 1973. 573 p.

SODHI, N.S.; BROOK, B.W.; BRADSHAW, C.A.J. Causes and consequences of species extinctions. In: LEVIN, S.A.; CARPENTER, S.R.; GODFRAY, H.C.J.; KINZIG, A.P.; LOREAU, M.; LOSOS, J.B.; WALKER, B.; WILCOVE, D.S. **The Princeton Guide to Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 2009. p. 514-520.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds: Ecology and Conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. 502 p.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. **Science**, Washington, v. 294, p. 1923-1926, Nov., 2001.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, p. 79-92, 2004.

TILMAN, D. Functional diversity. In: LEVIN, S.A. (Ed.). **Encyclopedia of biodiversity**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 109-120.

TIMO, T.P.C. **Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São**

Paulo. 2009. 111p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

TOMAS, W.M.; MIRANDA, G.H.B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Eds). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 243-267.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping Stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, p. 1907-1922, 2008.

UMETSU, F.; METZGER, J.P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in a complex tropical landscapes: a test with Atlantic Forest small mammals. **Ecography**, Copenhagen, v. 31, n. 3, p. 359-370, 2008.

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

VALEIX, M.; FRITZ, H.; LOVERIDGE, A.J.; DAVIDSON, Z.; HUNT, J.E.; MURINDAGOMO, F.; MACDONALD, D.W. Does the risk of encountering lions influence African herbivore behavior at waterholes? **Behavioral Ecology and Sociobiology**, Heidelberg, v. 63, p. 1483-1494, 2009.

VASCONCELOS, H.L.; VILHENA, J.M.S.; MAGNUSSON, W.E.; ALBERNAZ, L.K. M. Long-term effects of Forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, New York, v. 33, n. 8, p. 1348-1356, Aug. 2006.

VIEIRA, M.V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, V.Z.; BERNARDO, L. R.; GRELE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. Fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1191-1200, 2009.

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

WIENS, J.A. Spatial Scaling in Ecology. **Functional Ecology**, Oxford, v. 3, n. 4, p. 385-397, 1989.

WITH, K.A.; CRIST, T. . Critical thresholds in species' responses to landscape structure. **Ecology**, Durham, v. 76, n. 8, p. 2446-2459, 1995.

WITH, K.A.; GARDNER, R.H.; TURNER, M. G. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. **Oikos**, Copenhagen, v. 78, p. 151-169, 1997.

ZUUR, A.G.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVALIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with r**. New York: Springer, 2009. 574 p.

3 AVALIAÇÃO DE DIFERENTES MÉTODOS DE AMOSTRAGEM NO LEVANTAMENTO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NA FLORESTA ATLÂNTICA: CAMERA-TRAP, PARCELAS DE AREIA E ISCA ODORÍFERA

Resumo

A amostragem de mamíferos de médio e grande porte tem sido realizada principalmente através de transecções lineares. No entanto, para produzir dados robustos, essa metodologia requer um esforço amostral intenso, especialmente em florestas tropicais, onde a vegetação é densa e a densidade populacional da maioria das espécies de mamíferos é baixa, resultando em poucos registros de campo. O objetivo deste estudo foi comparar três métodos alternativos de coleta de dados de mamíferos de médio e grande porte. O estudo foi realizado no sul do estado de São Paulo, cuja fitofisionomia original é floresta estacional semidecidual (bioma Mata Atlântica), em uma paisagem fragmentada, cuja matriz é de eucalipto. Entre junho de 2010 e maio de 2012, *cameras-trap*, parcelas de areia e *scent stations*, com a utilização das iscas odoríferas Pro's Choice® e Canince Call®, foram utilizados conjuntamente em 16 unidades amostrais distribuídas em corredores (n=5), fragmentos florestais (n=6) e na matriz de eucaliptos (n=5). No total, 20 espécies de mamíferos foram registradas, após 25 dias de coleta de dados. No entanto, apenas oito espécies foram registradas pelos três métodos. Parcelas de areia foi o método que registrou o maior número de espécies isoladamente (19), enquanto que as *cameras-trap* e *scent stations* registraram, apenas 10 e 14 espécies, respectivamente. Apesar dessa discrepância, as riquezas esperadas calculadas através do estimador Jackknife (1ª ordem) não diferiram, ou seja, em longo prazo, os métodos são capazes de identificar a mesma riqueza na comunidade avaliada. Ademais, os métodos apresentaram taxa de registros diferentes, sendo que o sucesso de captura das parcelas de areia foi aproximadamente o dobro que as iscas odoríferas – animais acima de 5 kg apresentaram taxas de registros iguais. As *scent stations* pode ser considerado um método inovador e promissor, pois apesar da escassez de estudos na região neotropical, sua aplicação é relativamente fácil e barata. Entretanto, em estudos rápidos, deve-se aplicar a metodologia de parcelas de areia, pois requer curtos períodos para identificar grande proporção da comunidade local. O método de armadilhas fotográficas, embora apresente um custo inicial elevado, tem a grande vantagem de permitir a identificação da espécie, o que nem sempre é possível através dos rastros nas parcelas de areia e *scent stations*. Além disso, os equipamentos podem ser reutilizados em outros projetos pulverizando os custos iniciais e barateando a aplicação desta metodologia. Neste estudo, conclui-se que a escolha dos métodos de amostragem de mamíferos de médio e grande porte deve considerar o objetivo do levantamento, sendo indicado em alguns casos a utilização conjunta de diversas técnicas, uma vez que os diferentes métodos podem ser seletivos a uma gama de espécies.

Palavras-chave: Scent Stations; Pegadas; Rastros; Armadilhas Fotográficas; Levantamento de Mamíferos; Levantamento de Mamíferos; Monitoramento

Abstract

The survey of medium and large mammals has been done primarily through line transect sampling. However, to produce robust data, this methodology requires an intense sampling effort, especially in tropical forests, where vegetation is dense and the population density of most mammalian species is low, resulting in fewer field records. The aim of this study was to compare three alternative methods of data sampling of medium and large sized mammals. The study was carried out in the southern of São Paulo State, which original physiognomy is semideciduous forest (Atlantic Rainforest biome), in a fragmented landscape, with eucalyptus matrix. Between June 2010 and May 2012, camera-trap, sand plots and scent stations with baits Pro's Choice® and Canine Call® were used jointly in 16 samples distributed in corridors (n=5), forest fragments (n=6) and matrix of eucalyptus (n=5). Twenty species of mammals were recorded after 25 days of sampling. However, only eight species were recorded by the three methods. Sand plots was the method that detected the highest number of unique species (19), while the camera-trap and scent stations recorded only 10 and 14 species, respectively. Despite this discrepancy, the expected richness calculated using the Jackknife estimator (1st order) did not differ, i.e., long-term methods are able to identify the same richness in the community assessed. Moreover, the methods showed different detection rate, and the capture success of sand plots was approximately twice that scent lures - animals above 5 kg had equal rates records. The scent stations can be considered an innovative and promising, because despite the lack of studies with mammals in the neotropical region, its application is relatively easy and inexpensive. However, short-term studies, it is recommended applying sand plots methodology, because it requires few days in the field to identify large proportion of the community. Although the method of camera-traps has a high initial cost, it has a great advantage in terms of accurate species identification, in which is not always possible through tracks in sand plots and scent stations. In addition, the equipment can be reused in other projects diminishing initial costs and cheapening the application of this methodology. In this study, we conclude that the choice of sampling method used with medium and large sized mammals should consider the purpose of the survey, and in several times is recommended the combined use of techniques, since different methods may be selective to a range of species.

Keywords: Scent Station; Footprint; Track; Camera Traps; Mammal Survey; Mammal Assessment; Monitoring

3.1 Introdução

Apesar da elevada proporção de espécies ameaçadas de extinção (CHIARELLO et al., 2008) e da importância ecológica na dispersão de sementes, predação e equilíbrio na cadeia trófica (DIRZO; MIRANDA, 1990; JORDANO, 2001; CROOKS; SOULÉ, 1999), os estudos que tratam da ecologia de mamíferos de médio e grande porte (>1 kg) são escassos no Brasil (GALETTI et al., 2009). Outra significativa proporção dos estudos ocorre devido à necessidade de execução de estudos prévios, por exemplo, quando na instalação de um novo empreendimento potencialmente impactante, onde o principal objetivo é identificar o máximo de espécies possíveis que ocorrem em determinado local, a fim de recomendar ações de mitigação dos impactos negativos (SILVEIRA et al., 2010). Tanto para um quanto para outro tipo de estudo, diversas metodologias de amostragem de mamíferos têm sido utilizadas.

Em geral, as transecções lineares é um dos métodos mais comuns (PARRY; BARLOW; PERES, 2007; GALETTI et al., 2009). No entanto, há uma série de pressupostos e limitações metodológicas que impedem sua aplicação em pequenos fragmentos, onde dificilmente é possível estabelecer transecções com no mínimo, 2 km, além do problema de que nessas áreas a vegetação é secundária, heterogênea e ocorre em alta densidade, reduzindo a taxa de avistamentos (ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011; PERES; CUNHA, 2011). Este método requer também a utilização de 2-3 pesquisadores bem treinados para a coleta de dados (PERES; CUNHA, 2011), o que pode torná-lo dispendioso. Além disso, grande parte das espécies de mamíferos de médio e grande porte são noturnas e crepusculares, enquanto o método, em geral, é utilizado para censos diurnos, podendo, portanto, incorrer em estudos altamente enviesados, mesmo quando se pretende estudar parâmetros como riqueza e composição de espécies. Desta forma, o método de transecções lineares não é o mais indicado para estudos de conservação e, principalmente em levantamentos rápidos, uma vez que pode não detectar um relevante número de espécies presentes nas áreas em espaços de tempo curtos (ROBERTS, 2011).

Embora seja bastante comum para animais de pequeno porte, a utilização de coleta de médios e grandes mamíferos com armadilhas de laço ou *box-traps* envolvem custos elevados, um alto esforço de campo é considerado bastante

invasivo pelo *stress* e injúrias causados aos animais (OLSEN et al. 1986; EARLE et al., 2003; MICHALSKI et al., 2007; DARROW et al., 2009). Por isso, apesar de sua eficiência e confiabilidade na identificação (MICHALSKI et al., 2007), devem ser preteridos quando há a possibilidade de utilizar métodos menos invasivos (MANGINI; NICOLA, 2003).

As técnicas moleculares de identificação de espécies e indivíduos tem se tornado comuns, inclusive para mamíferos terrestres neotropicais de médio e grande porte (SANCHES et al., 2009; VECCHIA et al., 2010) e, em especial, carnívoros (MIOTTO et al., 2007; HAAG et al., 2010; LION et al., 2011; CHAVES et al., 2012; MICHALSKI et al., 2012). A principal aplicação destes métodos está em nível de espécie, onde são utilizados para avaliar estruturas genéticas ou estados de conservação das populações (HAAG et al., 2010; LION et al., 2011). Porém, as técnicas moleculares ainda são pouco acessíveis devido ao elevado custo e a ausência, até recentemente, de técnicas padronizadas para identificação de espécies (CHAVES et al., 2012). Além disso, ainda que seja possível a extração de DNA de forma não invasiva, por exemplo, através de fezes, a taxa de encontro de excretas para algumas espécies não é comum.

Com isso, métodos alternativos para amostragem de mamíferos, como o uso de armadilhas fotográficas e amostragem de rastros, tornaram-se mais comuns. As armadilhas fotográficas ou *cameras-trap* tem sido utilizadas para diversos estudos com mamíferos, que abordam principalmente estimativas populacionais, onde marcações corporais naturais, como padrão de coloração da pele ou cicatrizes, são essenciais para individualização dos espécimes (KARANTH, 1995; TROLLE; KÉRY, 2003; NOSS; RUMIZ, 2004; SILVER et al., 2004; SOISALO; CAVALCANTI, 2006; BALME; HUNTER; SLOTOW, 2009; WANG; MACDONALD, 2009; NEGRÕES et al. 2010). No entanto, o método também é utilizado para levantamentos, sendo a coleta de dados independente da visita de um especialista diariamente ao local e altamente funcional para áreas de vegetação heterogênea e pequenos fragmentos (SBREK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005; BONDI et al., 2010; CLARIDGE; PAULL; BARRY, 2010; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011). As principais vantagens deste método são a possibilidade de utilizá-lo em áreas remotas, a segurança na identificação das espécies, maior possibilidade de registrar animais furtivos, além de fornecer a hora exata do registro (SBREK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005), possibilitando estudos comportamentais (NORRIS; MICHALSKI; PERES, 2010).

Outro método frequentemente utilizado é a identificação de registros indiretos de mamíferos de médio e grande porte, principalmente por pegadas no substrato (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; STEPHENS et al., 2006; ROBERTS, 2011). Em geral, quando se pretende fazer estudos comparativos, as coletas de dados ocorrem através da inspeção de trechos previamente estabelecidos (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003). Em outros casos, é possível que os trechos percorridos tenham medidas variadas, adaptando-se o método às condições locais, como tamanho dos fragmentos (ROBERTS, 2011). Em geral, este método é capaz de identificar um maior número de espécies, de variados tamanhos corporais, sexo e é menos afetado por problemas de visibilidade, uma vez que o método de registro é indireto (WILSON; DELAHAY, 2001; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011).

No entanto, uma limitação deste método é a necessidade de um substrato adequado para a impressão de pegadas, que nem sempre é comum em florestas tropicais. Para evitar esse viés, a utilização de parcelas de areia tem sido aplicada no levantamento de mamíferos, sendo comum a utilização de iscas, como frutas frescas, principalmente banana (SCOSS et al., 2004; BALI; KUMAR; KRISHNASWAMY, 2007; NORRIS et al., 2008; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011). Outros problemas associados à amostragem através de pegadas são a necessidade de visitar as unidades amostrais diariamente, além da dependência de boas condições climáticas no período de amostragem, especialmente nas florestas tropicais, onde a chuva frequente pode apagar as pegadas (NORRIS et al., 2008).

Conhecidos como *scent stations*, o uso de parcelas de areia associados à aplicação de iscas odoríferas são bastante comuns em estudos com mamíferos de médio e grande porte (CROOKS, SOULÉ, 1999; SHORT; TURNER; RISBEY, 2002; CROOKS et al., 2008). Essas iscas, produzidas com excretas glandulares, fragmentos corpóreos, urinas e fezes, são eficientes para mamíferos, especialmente predadores carnívoros, que geralmente possuem comportamentos intraespecíficos de marcações territoriais, de posição social e receptividade sexual (GORMAN; TROWBRIDGE, 1989). Esses tipos de atrativos foram escassamente utilizados no Brasil, no entanto obteve-se sucesso no registro de várias espécies de carnívoros, como onça-parda, jaguatirica e canídeos (GASPAR, 2005; PENTEADO, 2006; CASTILHO, 2010; TORRES; PRADO, 2010).

A escolha entre os diferentes métodos deve considerar a finalidade da pesquisa, os custos envolvidos e as condições de campo. Existem alguns estudos que compararam a eficiência das metodologias mais comuns para levantamentos de mamíferos em florestas temperadas (BAREA-AZCÓN et al., 2007; ROBERTS, 2011), cerrado (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; LYRA-JORGE et al.; 2008) e na floresta atlântica (ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011). No entanto, o assunto ainda é inconclusivo com relação à eficiência dos métodos. Ou seja, as variações do sucesso de captura entre as variadas metodologias não são conhecidas. Em termos financeiros, há uma grande variabilidade entre os métodos, sendo que, dependente da aplicação um ou outro método pode ser preferível. Em estudos de longo prazo, o investimento inicial gasto com armadilhas fotográficas, pode ser mais vantajoso que as frequentes visitas a campo quando se utiliza de amostragens através de avistamentos ou registros indiretos (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; LYRA-JORGE et al., 2008; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011).

O objetivo deste estudo foi comparar a eficiência de variados métodos na estimativa de riqueza de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada na Mata Atlântica. Os objetivos específicos foram: (1) avaliar o sucesso de captura entre as metodologias aplicadas na obtenção de dados de riqueza de espécies; (2) avaliar os custos da aplicação dos métodos em campo.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Materiais e Métodos

3.2.1.1 Área de Estudo

O local de estudo compreende as Fazendas Boa Esperança e Santa Inês (BESI), uma área de 25,6 mil hectares, nos municípios de Buri e Capão Bonito, sul do Estado de São Paulo, Brasil. BESI está situada na Bacia do Alto Paranapanema, com altitude variando de 598-745 metros, o clima local é o *Cfa* segundo a classificação de Köppen, ou seja, temperado úmido com verão quente. As estações do ano são bem marcadas, no entanto, sem longos períodos de estiagem – as médias pluviométricas mensais variam de 43 mm a 255 mm (CIIAGRO, 2012) e as médias mensais mínimas e máximas são, respectivamente, 16,2 e 23,1 °C (CIIAGRO, 2012). A vegetação nativa local está reduzida a 30,5 % (7,8 mil ha) é

classificada como floresta estacional semidecidual no bioma Mata Atlântica. A matriz é composta de talhões de produção florestal de eucalipto (Figura 3.1) e o entorno da paisagem é ocupado principalmente por agricultura de cultivos anuais, silvicultura e área periurbana do município de Capão Bonito.

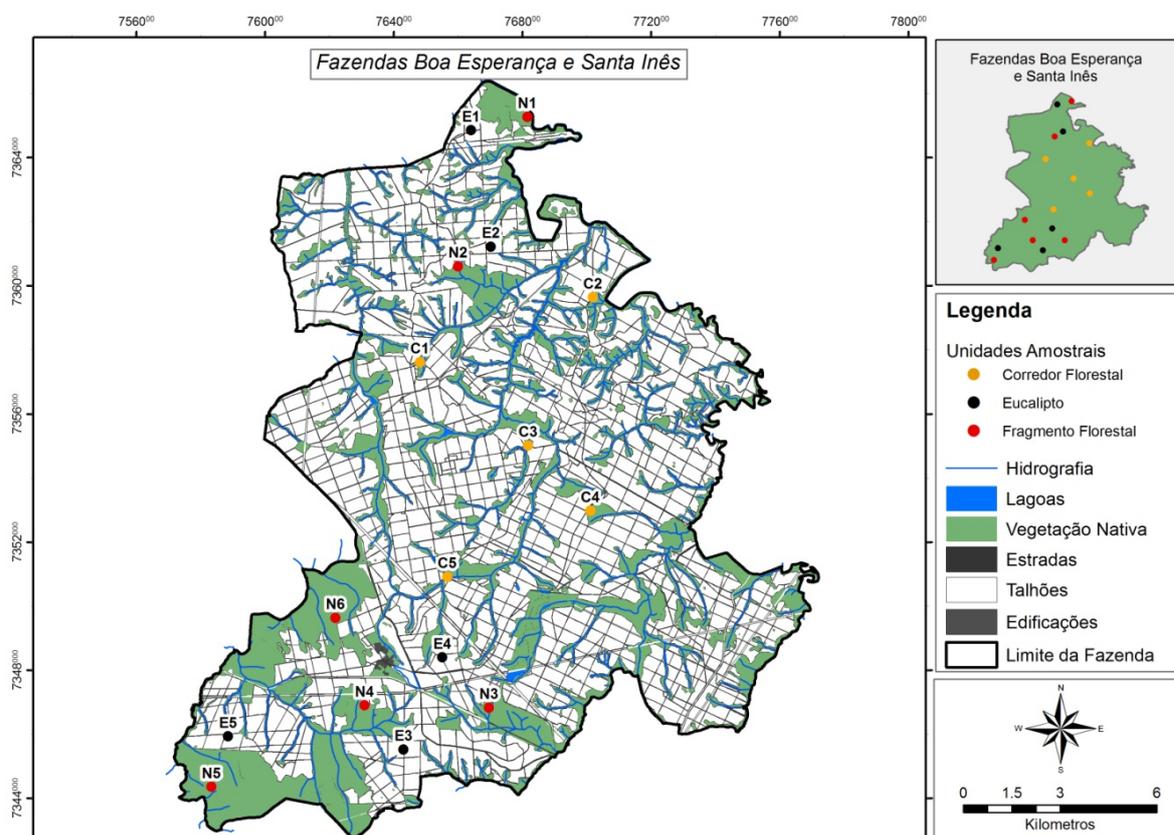


Figura 3.1 – Área de estudo e localização, demonstrando os usos do solo e locais de amostragem nas Fazendas Boa Esperança e Santa Inês, em Capão Bonito, sul do Estado de São Paulo, Brasil

3.2.1.2 Coleta de Dados

Dezesseis unidades amostrais foram distribuídas ao longo da paisagem, sendo amostradas em cinco campanhas de campo de oito dias cada, realizadas entre junho de 2010 e maio de 2012. As unidades amostrais (UA) foram alocadas em áreas de vegetação nativa e na matriz de eucaliptos, sendo composta por um triângulo equilátero, com lado aproximado de 300 m, com os vértices correspondendo a cada um dos métodos: (a) transecção com parcelas de areia, (b) armadilhamento fotográfico e (c) iscas odoríferas ou *scent stations* (Figura 3.2). Todos os pontos foram georreferenciados através do Garmin Etrex®, com coordenadas coletadas em UTM (Unidade Transversa de Mercator), Datum SAD-69.

A distância mínima entre duas unidades amostrais foi de 1 km (Figura 3.1), considerada como o suficiente para manter independência amostral durante a coleta de dados (TOBLER et al., 2008; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011).

Os dados coletados em cada um dos três métodos de amostragem foram anotados em uma ficha de campo, contendo a unidade amostral, o método de registro, data, espécie, número da parcela de registro (se em parcelas de areia) e hora (se em *camera-trap*). As espécies foram classificadas segundo sua dieta com base nas informações apresentadas por Paglia et al. (2012), nas categorias onívoro, carnívoro e frugívoro/herbívoro.

As transecções de parcelas de areia foram dispostas em trilhas pré-existentes e possuíam 225 m, compostas de 10 parcelas de areia de granulação média (Figura 3.3-a), espaçadas em 25 m entre si, com dimensão de 0,50 x 0,50 m, totalizando uma área amostrada de 2,5 m², por UA (Figura 3.2-b). Neste caso, a subunidade amostral é a transecção e, desta forma, quando uma mesma espécie foi registrada em duas ou mais parcelas de areia da mesma transecção, no mesmo dia, foi considerado apenas como um único registro. As pegadas foram medidas, identificadas *in loco*, fotografadas com uso de câmera digital Sony (modelo W-180), utilizando uma régua como escala (escalada em cm), e, se necessário, checadas com guias de referência em laboratório (BECKER; DALPONTE, 1991; DE ANGELO et al., 2008). As *cameras-trap* foram instaladas a cerca de 30 cm acima do solo, afixadas em troncos de árvores vivas (Figura 3.3-b). Por não haver *cameras-trap* disponíveis do mesmo fabricante para serem utilizadas simultaneamente, foram utilizados seis equipamentos Tigrinus®, cinco Trapa-camera®, cinco Bushnell® e outras duas, das marcas Simmons® e Tasco® instalados alternadamente entre as unidades amostrais. Entretanto, os funcionamentos dos equipamentos foram considerados equivalentes, assumindo que os sensores são capazes de funcionar até uma distância de 4 m, num ângulo de 30°, totalizando uma área amostral aproximada de 4,2 m², por UA (Figura 3.2-b). As armadilhas fotográficas ficaram configuradas para funcionamento contínuo, ou seja, 24h/dia, programadas para registrar data e hora das fotos, sendo consideradas somente aquelas obtidas durante os mesmos dias de amostragem dos outros métodos. Em cada expedição, as transecções foram revisadas por cinco dias sem chuva; se existentes, as pegadas foram identificadas e apagadas – eventualmente, houve interrupções

devido à ocorrência de chuvas, sendo que todo o experimento fora novamente iniciado no dia subsequente ao fim da precipitação.

As *scent stations* ou parcelas de areia com iscas odoríferas tinham dimensão de 0,60 x 0,60 m, montadas no solo com areia de granulação média. Foram utilizadas duas iscas odoríferas líquidas Pro's Choice® e Canine Call®, do fabricante Russ Carman produzidas a partir de compostos sintéticos e naturais (fluidos biológicos, como urina e secreções glandulares), utilizadas para carnívoros e, especificamente, canídeos, respectivamente (CROOKS, 2002; SHORT; TURNER; RISBEY, 2002; GASPAR, 2005; PENTEADO, 2008). Raros estudos testaram a distância a que essas iscas podem atrair os animais, mas para coiotes norte-americanos, o raio de ação da isca foi de 2 m (ÖSTERHOLM, 1964; WINDBERG, 1996), o que totalizaria 12,5 m² de área amostrada por UA utilizando este método (Figura 3.2-b). Em cada parcela de areia deste método foram aplicadas três gotas de cada tipo de isca (CROOKS, 2002), utilizando um conta-gotas comum (Figura 3.3-c), com reposição em dias alternados.

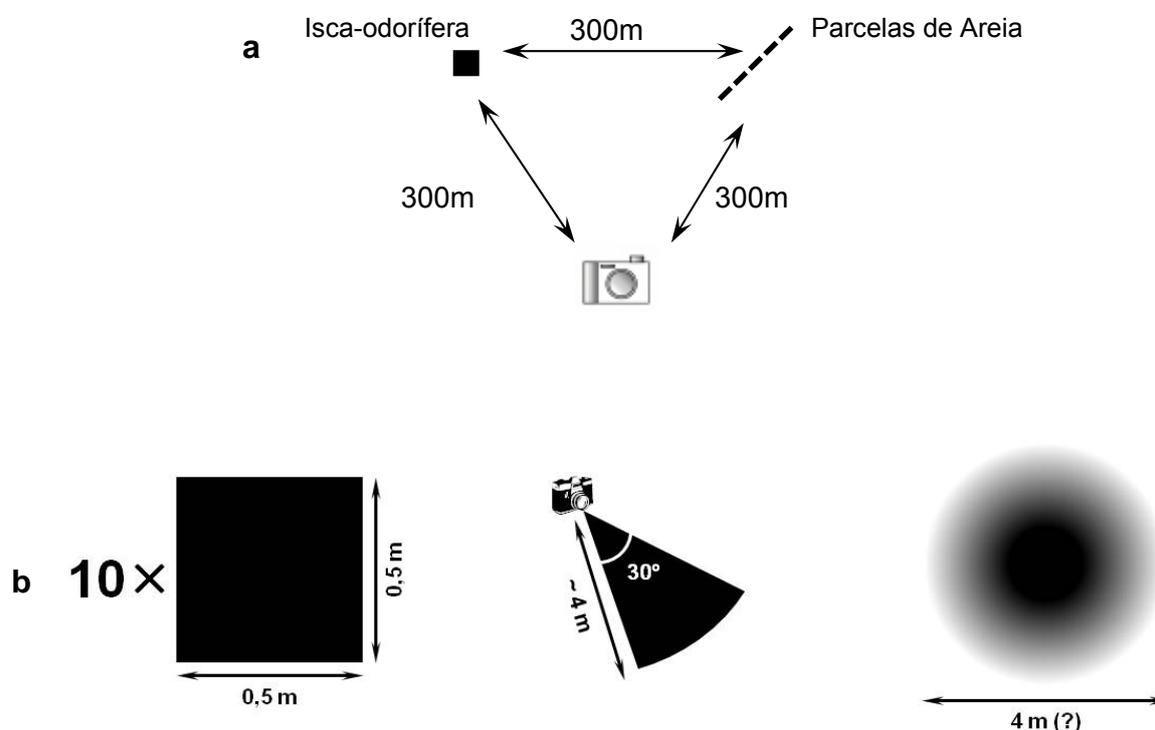


Figura 3.2 – Esquemas ilustrativos dos métodos de amostragem de mamíferos terrestres de médio e grande porte: (a) uma unidade amostral com a disposição dos métodos de coleta de dados; (b) áreas amostrais de cada método



Figura 3.3 – Métodos de amostragem de mamíferos de médio e grande porte: (a) parcela de areia instalada no solo, em área de vegetação nativa; (b) armadilha fotográfica instalada em campo; (c) detalhe da aplicação das iscas odoríferas em parcela de areia no solo

3.2.1.3 Análise dos Dados

Foram incluídos nas análises mamíferos terrestres de médio e grande porte (>1 kg), além do esquilo (*Guerlinguetus ingrani*), que embora possua apenas cerca de 0,3 kg, apresenta hábito escansorial, ou seja, utiliza os diferentes estratos florestais, inclusive o solo, e cuja identificação é segura, mesmo por pegadas. Para a classificação taxonômica das espécies foi adotada a recente revisão de Paglia e colaboradores (2012). Na área de estudo duas espécies congêneres dos felinos *Leopardus* podem ocorrer, porém a identificação da espécie não é trivial, desta forma os dados para *L. tigrinus* e *L. wiedii* foram analisados conjuntamente. O mesmo ocorre para o gênero *Cabassous* (tatu-do-rabo-cole), onde as espécies possíveis são *C. tatouay* e *C. unicinctus*. O veado-mateiro *Mazama americana* também pode ocorrer na região, no entanto, não há registros confiáveis (i.e., fotografia ou avistamento) da espécie nos últimos anos, desta forma, todos os registros de rastros foram atribuídos a veado-catingueiro (*Mazama cf. gouazoubira*), comum na área de estudo. Os registros de jaritataca (gênero *Conepatus*) foram atribuídos à espécie *C. cf. chinga*, espécie de ocorrência mais provável na BESI, porém a confirmação ainda é necessária.

Foram obtidas as curvas com número acumulado de espécies detectadas para todas as unidades amostrais somadas, em função do aumento do esforço amostral para os três métodos separadamente e conjuntamente. Através do software *EstimateS version 8.2.0* (COLWELL, 2006) obteve-se, (1) as curvas aleatorizadas de acúmulo de espécies (Mao-Tau – S_{obs}), com esforço amostral

medido em dias ($n=25$), com 100 randomizações sem reposição e (2) os números de espécies estimados a serem detectados para cada método através do estimador não-paramétrico *Jackknife-1ª ordem*, com base na amostra em dias.

Para comparar a detecção das espécies, utilizou-se o teste G (SOKAL; ROHLF, 1995). Nesta análise, toma-se como hipótese nula de que o número de observações para cada espécie em cada método é a mesma, ou seja, assume-se de que todos os métodos são igualmente capazes de detectar todas as espécies à mesma proporção – razão de detecção 1:1:1, somente tendo sido aplicado para as espécies registradas mais do que duas vezes no total.

As taxas de registro para as espécies nos três métodos (registros por dia) também foram estimadas, obtendo-se: taxa de pegadas em parcelas de areia, taxa de pegadas em *scent stations* e taxa de fotografias. A eficiência dos métodos foi comparada par a par entre as taxas de registro, através da correlação de Pearson (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003). Utilizou-se os modelos lineares generalizados, com ajuste binomial, para avaliar se o tamanho corporal poderia influenciar na alteração da detecção entre as espécies entre os métodos (LYRA-JORGE et al., 2008). As análises foram realizadas com o auxílio do aplicativo R Language 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

O custo dos métodos aplicados consiste da soma de custos fixos e variáveis. Sendo que os custos fixos são os mesmos, caso se opte por usar um ou outro método isoladamente, por exemplo, custo com veículos ou equipamentos (GPS, câmera fotográfica, binóculos etc.). Desta forma, foram comparados apenas o valor financeiro variável de cada método (Tabela 3.1), gastos para uma única campanha e também para todo o estudo (ou seja, cinco campanhas de campo, em períodos diferentes). Para cálculo do combustível gasto nas amostragens, inclui-se o deslocamento na área de estudo para percorrer todas as unidades amostrais que soma cerca de 150 km/checagem. Para a amostragem com armadilhas fotográficas somente, apenas dois dias em cada campanha seriam necessários para instalação e retirada dos equipamentos de campo, enquanto que para a checagem de armadilhas de areia e *scent stations* é necessário a visita em todas as UA diariamente à partir de que as parcelas são montadas. No entanto, devido à distância e tempo gasto na montagem das transecções de areia, no mínimo são gastos oito dias para a amostragem de todas as unidades amostrais. Os custos de materiais não vendidos

no Brasil, como *camera-trap* e iscas odoríferas foram convertidas para moeda local à taxa de U\$ 1,00=R\$ 2,00, valor aproximado do dólar em setembro de 2012.

Tabela 3.1 – Custos incluídos na comparação de gastos financeiros entre os métodos de amostragem avaliados

Método	Custos Variáveis
<i>Camera-trap</i>	- Armadilhas fotográficas; pilhas; diárias da equipe de campo; combustível.
<i>Scent stations</i>	- Areia; isca odorífera; diárias da equipe de campo; combustível.
Parcelas de areia	- Areia; diárias da equipe de campo; combustível.

3.2.2 Resultados

3.2.2.1 Comparação dos métodos

Vinte espécies de mamíferos de médio e grande porte foram registradas na paisagem estudada se somadas todas as metodologias de coleta, porém apenas oito foram registradas pelos três métodos (Tabela 3.2). A metodologia de parcelas de areia registrou praticamente todas as espécies, com exceção do tatu-de-rabomole (*Cabassous* sp.), que foi a única espécie exclusiva registrada pelas *scent stations*. Ademais, quatro espécies foram registradas apenas nas transecções com parcelas de areia: tatuí (*Dasypus septemcinctus*), pequenos felinos (*Leopardus* sp.), onça-parda (*Puma concolor*) e o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*). O número de espécies registradas pelos outros métodos foram 14 e 10 espécies (Figura 3.4), respectivamente em *scent stations* e *cameras-trap* (Tabela 3.2). As curvas de acúmulo de espécies obtidas através do esforço amostral (Figura 3.5-a) e estimada (Figura 3.5-b) ilustram a melhor eficiência das parcelas de areia em registrar a riqueza, com apenas cinco campanhas de campo.

O número de espécies estimado com todos os métodos conjuntamente prevê apenas uma espécie a ser adicionada à lista (Tabela 3.2). No entanto, ao comparar as riquezas estimadas por cada método separadamente, as médias das armadilhas com iscas odoríferas e *cameras-trap* subestimaram a riqueza local, embora essas estimativas não tenham diferido ao nível de confiança de 95% (Tabela 3.2), ou seja, todos os métodos poderiam registrar a mesma riqueza, necessitando, porém, de maior período de amostragem.

Tabela 3.2 – Números de registros, riqueza observada, riqueza estimada e resultado das comparações (teste G, razão da verossimilhança) obtidos por três métodos para mamíferos de médio e grande porte na área de estudo

	Dieta (1)	Peso (kg) (1)	PA	IO	CT	Total	G	valor-p
Cingulata								
<i>Cabassous</i> sp.	O	4,3	0	1	0	1	–	–
<i>Dasypus novemcinctus</i>	O	3,6	121	14	17	152	137,523	0,000
<i>Dasypus septemcinctus</i>	O	1,5	3	0	0	3	6,592	0,037
<i>Euphractus sexcinctus</i>	O	5,4	7	3	0	10	9,755	0,008
Pilosa								
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	O	30,5	6	2	1	9	4,499	0,105
<i>Tamandua tetradactyla</i>	O	5,2	2	2	1	5	0,437	0,804
Didelphimorphia								
<i>Didelphis</i> sp.	O	1,6	18	42	1	61	50,522	0,000
Carnivora								
<i>Cerdocyon thous</i>	O	6,5	1	0	1	2	–	–
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	C	22,0	1	1	0	2	–	–
<i>Conepatus</i> cf. <i>chinga</i>	O	1,7	5	2	0	7	7,005	0,030
<i>Eira barbara</i>	O	7,0	21	6	1	28	24,29	0,000
<i>Leopardus pardalis</i>	C	9,5	8	2	0	10	11,964	0,003
<i>Leopardus</i> sp. [§]	C	3,0	4	0	0	4	8,789	0,012
<i>Puma concolor</i>	C	46,0	2	0	0	2	–	–
<i>Nasua nasua</i>	O	5,1	5	6	1	12	4,324	0,115
Rodentia								
<i>Dasyprocta azarae</i>	HB	2,9	1	0	1	2	–	–
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	HB	0,3	7	1	0	8	11,549	0,003
Artiodactyla								
<i>Mazama</i> cf. <i>gouazoubira</i>	HB	21,0	8	2	3	13	4,511	0,105
<i>Pecari tajacu</i>	HB	26,0	3	1	3	7	1,321	0,517
Lagomorpha								
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	HB	1,2	7	0	0	7	15,381	0,000
Total			230	85	30	345	186,84	0,000
Riqueza Observada			19	14	10	20		
Riqueza Estimada (Jackknife-1ª ordem)			21,88	18,80	16,72	20,96		
Intervalo de Confiança – 95% (Jackknife-1ª ordem)			18,7 25,0	14,1 23,5	10,9 22,5	19,1 22,8		

Nota: [§]As espécies *L. tigrinus* e *L. wiedii* não podem ser seguramente diferenciadas por terem sido registradas somente através de pegadas.

(1) **Fonte:** Paglia et al., 2012.

(2) **Método de Registro:** IO- Isca Odorífera; PA- Parcela de Areia; CT- Armadilhas fotográficas.



Figura 3.4 – Mamíferos terrestres de médio e grande porte registrados através de *camera-trap*: a- tatu-galinha (*Dasyurus novemcinctus*), b- quati (*Nasua nasua*), c- gambá (*Didelphis* sp.), d- cateto (*Pecari tajacu*), e- irara (*Eira barbara*), f- tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), g- cachorro-do-mato (*Cercopithecus thous*), h- cutia (*Dasyprocta azarae*), i- veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*), j- tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*)

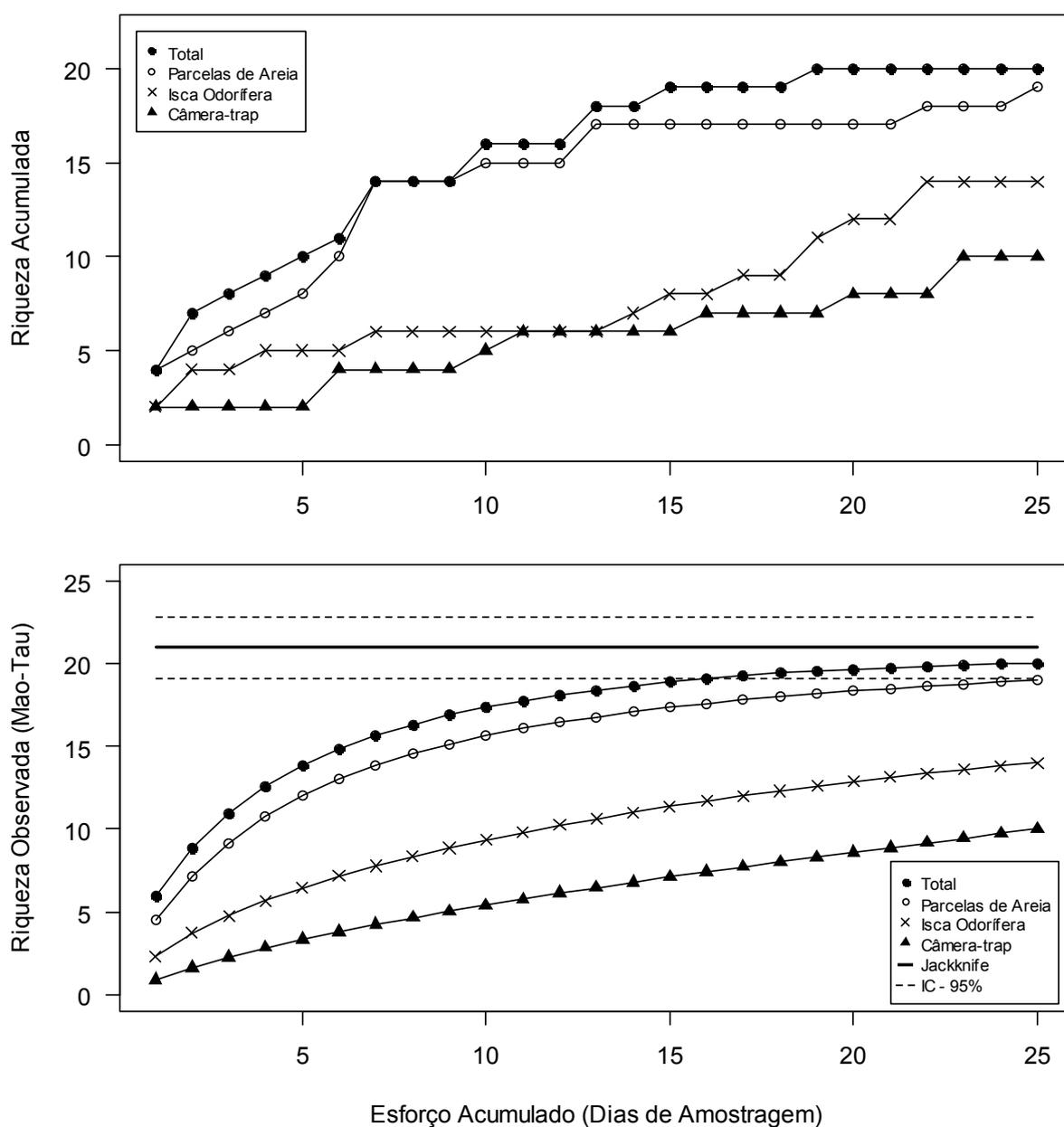


Figura 3.5 – Número de espécies detectadas através dos três métodos de amostragem utilizados para registros de mamíferos de médio e grande porte na paisagem estudada: (a) com base nas observações; (b) aleatorização pelo método Mao-Tau (COLWELL, 2006). Triângulos indicam *camera-trap*, cruzes indicam *scent stations*, círculos brancos indicam parcelas de areia e círculos negros os três métodos considerados simultaneamente

Os métodos demonstraram-se igualmente eficientes no registro de apenas cinco espécies, enquanto que para outras 10, o sucesso de captura foi significativamente diferente (Tabela 3.2). Para outras cinco espécies, com baixo número de registros ($n \leq 2$), não foi avaliada a diferença entre os métodos (Tabela 3.2). Em geral, o maior número de registros foi obtido para parcelas de areia, com exceção do *Didelphis* sp., que teve frequência de registros maior em iscas

odoríferas. A espécie mais discrepante foi o tatu-galinha (*Dasyopus novemcinctus*), que teve taxa de registro significativamente superior através do método de parcelas de areia. Em relação às dietas das espécies, os onívoros foram aqueles em que a maioria das espécies teve diferença em sua detecção (Figura 3.6). Ambas as espécies de carnívoros (os felinos do gênero *Leopardus*) avaliadas apresentaram diferença tendo sido registradas preferencialmente por parcelas de areia (Figura 3.6).

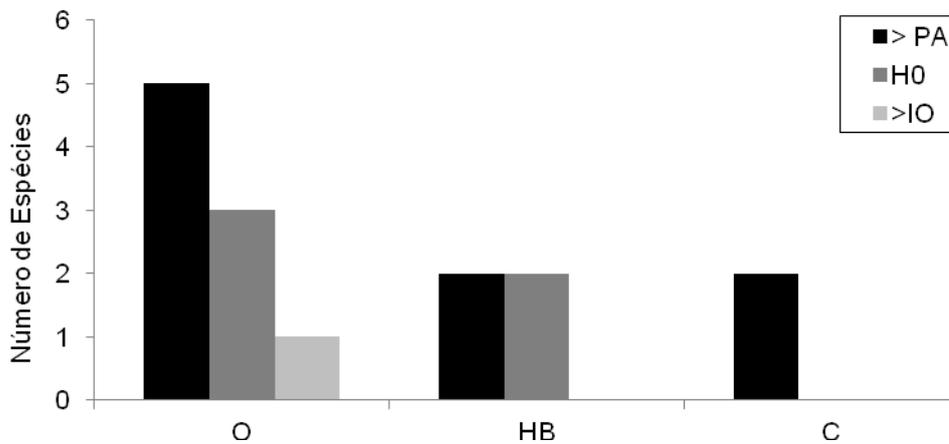


Figura 3.6 – Número de espécies detectadas separadas por dieta, sendo as barras em preto cuja diferença foi obtida para parcelas de areia (>PA), em cinza claro para isca odoríferas (>IO) e em cinza escuro não houve diferença (H0)

As taxas de pegadas de parcelas de areia e *scent stations* foram significativamente correlacionadas ($R^2=0,32$; $p<0,05$), entretanto com inclinação bastante distante de 1,0 indicando que as taxas de parcelas de areia são superiores às de iscas odoríferas, corroborando os testes específicos (Figura 3.7-a). As correlações entre esses dois métodos e *cameras-trap* não foram significativas (Figura 3.7-b,c). A eficiência dos métodos não foi significativa em função dos logaritmos dos tamanhos corporais (peso, em kg) médios das espécies ($p=0,06$), embora haja uma discreta tendência para que os animais maiores que 5,0 kg, aproximadamente, tenham as mesmas taxas de registros entre os diferentes métodos (Figura 3.7-d).

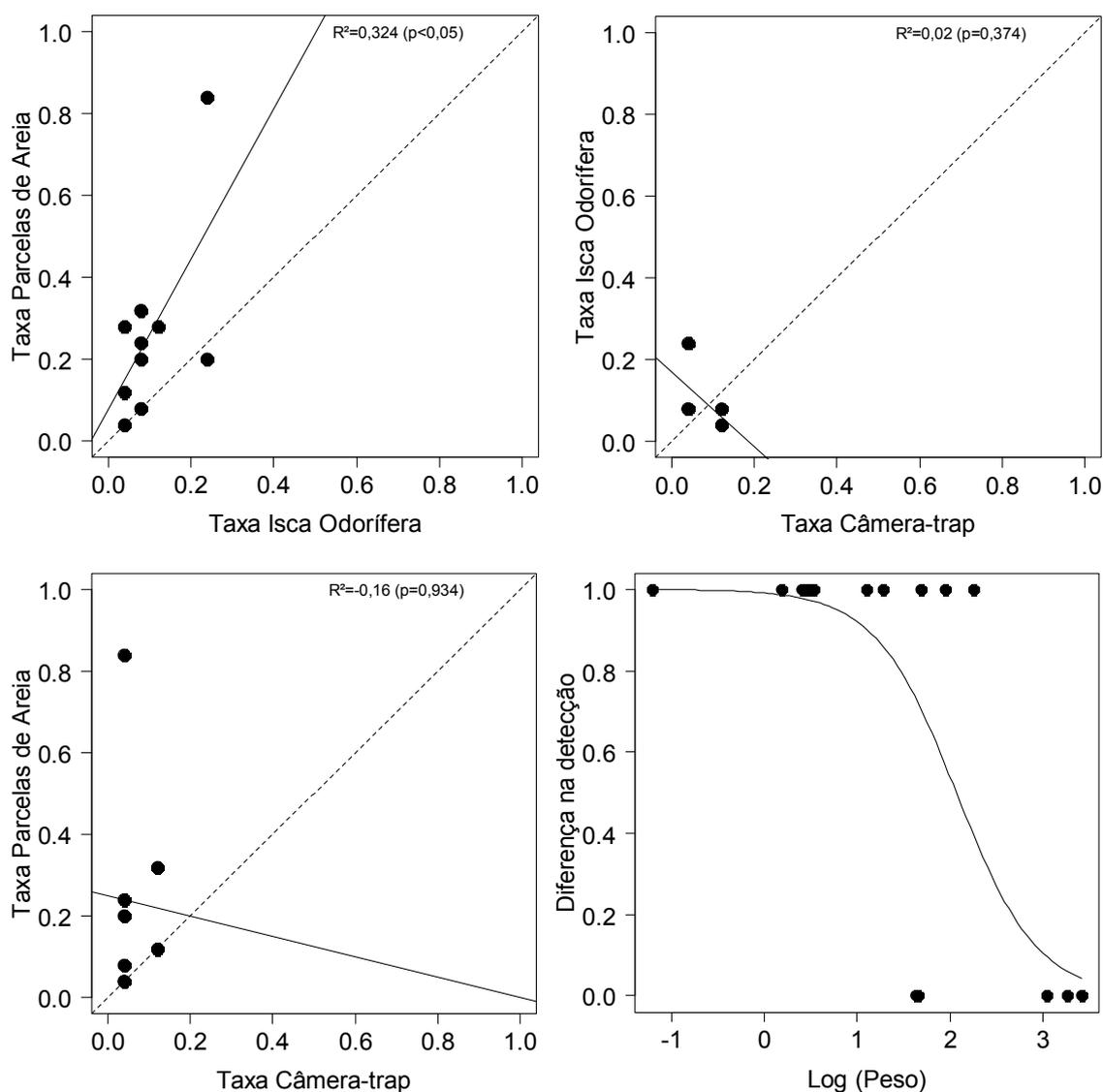


Figura 3.7 – Comparação na diferença entre taxas de detecção das espécies: (a) todas espécies registradas pelos métodos de parcelas de areia e *scent stations*; (b) todas as espécies registradas por *cameras-trap* e *scent stations*; (c) todas as espécies registradas por *camera-trap* e parcelas de areia; (d) ajuste binomial da ocorrência da diferença entre os sucessos de captura para os três métodos utilizados neste estudo em função do logaritmo do peso médio da espécie. As linhas sólidas representam os ajustes das curvas de regressão entre as taxas (a-c) e ajuste binomial entre as diferenças de captura no método em função do peso (d). As linhas tracejadas representam a regressão esperada, ou seja, taxas de captura iguais para todos os métodos (inclinação=1,0).

3.2.2.2 Comparação de custos financeiros

Os custos por campanha para a amostragem com os métodos de parcela de areia e *scent stations* são equivalentes. No entanto, o investimento inicial com a aquisição de equipamentos encarece a amostragem com *cameras-trap* (Tabela 3.3). No entanto, o valor total gasto com despesas variáveis para *cameras-trap*, para cinco campanhas, com 16 unidades amostrais, é de R\$ 11,5 mil, muito inferior aos

valores para os demais métodos, 19,7 e 26,4 mil reais, para iscas odoríferas e parcelas de areia, respectivamente (Tabela 3.3), cujo custo aproximado por campanha é praticamente o mesmo. Avaliando de outro modo, ao final do estudo, os valores de cada método para o registro de uma única espécie são equivalentes, correspondendo a R\$ 1.145,68/espécie (para cada uma das espécies registradas por *camera-trap*), R\$ 1.408,21/espécie para *scent station* e R\$ 1.389,47 para cada espécie registrada por parcelas de areia.

Tabela 3.3 – Comparação da estimativa de custos variáveis para a aplicação de três métodos de amostragem de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada na Mata Atlântica, considerando uma e cinco campanhas de cinco dias cada

Item	Descrição	Valor Unitário (R\$)	1 campanha (5 dias de coleta)		5 campanhas (25 dias de coleta)	
			Qtd.	Custo Total (R\$)	Qtd.	Custo Total (R\$)
Armadilha Fotográfica						
Camera-trap*	Bushnell® Trophy Cam	299,90	16	4798,40	16	4798,40
Pilhas	x 4 / camera-trap	1,85	64	118,40	64	118,40
Diárias equipe	2 pessoas	600,00	2	1200,00	10	6000,00
Combustível (diesel)	~150 km/dia de coleta	0,36	300	108,00	1500	540,00
Total				6224,80		11456,80
Isca Odorífera						
Areia	latas de areia	1,50	4	6,00	20	30,00
Isca Pro's Choice®	5 oz. (~140 ml)	32,50	1	32,50	1	32,50
Isca Canine Call®	5 oz. (~140 ml)	32,50	1	32,50	1	32,50
Diárias equipe	2 pessoas	600,00	6	3600,00	30	18000,00
Combustível (diesel)	~150 km/dia de coleta	0,36	900	324,00	4500	1620,00
Total				4724,60		19715,00
Parcelas de Areia						
Areia	latas de areia	1,50	32	48,00	160	240,00
Diárias equipe	2 pessoas	600,00	8	4800,00	40	24000,00
Combustível (diesel)	~150 km/dia de coleta	0,36	1200	432,00	6000	2160,00
Total				5280,00		26400,00

3.2.3 Discussão

3.2.3.1 Eficiência dos métodos

Os métodos de armadilhas fotográficas, *scent stations* e parcelas de areia identificaram a presença de 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte presentes em uma paisagem fragmentada na Mata Atlântica, no sudeste do Brasil. Esse número de espécies representa cerca de 2/3 da comunidade já registrada para a localidade (CASA DA FLORESTA, 2009). Algumas espécies podem não terem sido registradas porque: (1) são consideradas incomuns, como o gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*) e furão (*Galictis cuja*); (2) seus habitats não foram amostrados, como córregos e riachos para capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), lontra (*Lontra longicaudis*) e mão-pelada (*Procyon cancrivorus*); (3) os métodos não são adequados para animais arborícolas, caso dos primatas bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Sapajus nigritus*).

Apesar de mais trabalhoso para sua instalação e maior esforço na checagem de campo, o método de parcelas de areia demonstrou-se mais eficiente na amostragem desse grupo na área de estudo. Do total de espécies registradas, apenas uma não foi registrada por esse método, sendo estatisticamente igual na capacidade de registrar a comunidade de mamíferos em relação a todos os métodos utilizados em conjunto. Apesar dessa discrepância em relação aos outros métodos, houve uma tendência de que animais de maior porte (>5,0 kg) sejam igualmente registrados, concordante com outro estudo no país (LYRA-JORGE et al., 2008). Esse método tem sido muito utilizado como alternativa às transecções lineares na estimativa de abundância de espécies (ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011).

O método de *cameras-trap* foi o menos eficiente, diferente do que fora observado em outros estudos, onde o registro por armadilhas fotográficas teve um desempenho tão bom ou melhor que outros métodos (SILVEIRA, JÁCOMO, DINIZ-FILHO, 2003; LYRA-JORGE et al., 2008; ESPARTOSA et al., 2011; ROBERTS, 2011), inclusive para animais de menor porte como roedores e marsupiais (BONDI et al., 2010; CLARIDGE; PAULL; BARRY, 2010). A comparação, entretanto, deve ser cuidadosa, pois mesmo alguns desses estudos tendo sido executados na região neotropical, tratavam-se do bioma Cerrado (SILVEIRA, JÁCOMO, DINIZ-FILHO, 2003; LYRA-JORGE et al., 2008), podendo haver significativas diferenças na detectabilidade do equipamento e no comportamento das espécies, pela menor densidade da vegetação nesse bioma.

Por outro lado, o estudo de Espartosa et al. (2011) igualmente realizado na Mata Atlântica, utilizou iscas para atração da fauna, tanto nas parcelas de areia quanto nas *cameras-trap*. Porém, mesmo com a utilização de iscas, não foram encontradas espécies de grande porte (>5,0 kg), como o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), onça-parda (*Puma concolor*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), registradas na área de estudo, principalmente por parcelas de areia.

Os mamíferos são animais com comunicação olfativa bem desenvolvida (EISENBERG; KLEIMAN, 1972), especialmente os carnívoros, com odores produzidos por glândulas, fezes e urina, que são utilizados para marcação territorial, posicionamento social e receptividade sexual (GORMAN; TROWBRIDGE; 1989). Essa característica permitiu o desenvolvimento da utilização de iscas compostas por esses materiais, capazes de atraí-los para o local desejado, tendo sucesso para canídeos, procionídeos, mustelídeos e felídeos na América do Norte e Europa, onde o uso desta técnica é mais comum (TURKOWSKI; POPELKA; BULLARD, 1983; HEIN; ANDELT, 1995; HARRISON, 1997; CROOKS, 2002; SHIVIK, GRUVER, 2002; CROOKS et al., 2008). Neste estudo, as *scent stations* com as iscas odoríferas Canine Call® e Pro's Choice®, demonstraram-se como um método promissor, pois foi capaz de registrar um elevado número de espécies, concordante com outros estudos na Mata Atlântica (GASPAR, 2005; PENTEADO, 2006; CASTILHO, 2010; TORRES; PRADO, 2010).

O método de iscas odoríferas, apesar de sua esperada maior eficiência para animais carnívoros e onívoros, obteve o registro de três espécies de herbívoros (Tabela 3.2), o que pode ter ocorrido ao acaso, pois esses animais não possuem uma comunicação olfativa tão desenvolvida. No entanto, outros estudos que utilizaram as mesmas iscas atrativas também registraram espécies como veados, roedores e lagomorfos (HEIN; ANDELT, 1995; SHIVIK, GRUVER, 2002; CROOKS et al., 2008). A discrepância obtida para o onívoro gambá (*Didelphis* sp.), único a obter taxa de registros com o método de *scent stations* superior às parcelas de areia, também foi encontrada por Torres e Prado (2010). Essa espécie usa os diversos estratos florestais, incluindo o solo nas atividades de forrageio (CUNHA; VIEIRA, 2002), onde se desloca até 1,1 km diariamente (ALMEIDA; TORQUETTI; TALAMONI, 2008), e embora sua atividade seja discreta os gambás demonstraram-

se muito interessados pelas iscas odoríferas, sendo comum que as *scent stations* após visitadas pela espécie, encontravam-se muito revistadas.

Embora tenham sido encontradas diferenças na detecção das espécies entre os três métodos, os números de espécies esperadas pelo estimador Jackknife de primeira ordem, não foi significativamente diferente. Ou seja, é possível que com o desenho experimental utilizado neste estudo, se um maior esforço amostral fosse empregado, os diferentes métodos chegariam à mesma riqueza para a paisagem.

3.2.3.2 Limitações dos métodos

A transecção com parcelas de areia, embora tenha sido o método que registrou o maior número de espécies, é o que apresenta a menor área amostrada, com apenas 2,5 m² por unidade amostral. No entanto, Harmsen et al. (2010) avaliou a probabilidade de detecção de mamíferos de médio e grande porte, onde os autores concluíram que a disposição dos dispositivos de amostragem influenciou na taxa de registros das espécies que usam preferencialmente trilhas para deslocamento, como pequenos felinos, veados, porcos-do-mato e quatis. Desta forma, como todas as parcelas de areia estavam localizadas em trilhas, a taxa de detecção para muitas das espécies registradas pode ter sido influenciada, pela preferência de habitat utilizado para deslocamento das espécies, influenciando nas taxas de pegadas em parcelas de areia.

Neste estudo, apenas as parcelas de areia estavam localizadas em trilhas, entretanto, desta forma alocação aleatória das *cameras-trap*, pode representar uma taxa de registros mais fidedigna, embora diferentes espécies tenham diferentes preferências de microhabitat, em especial as de menor porte (HARMSSEN et al., 2010). Não se obteve registros de felinos que não fossem nas parcelas de areia ou *scent stations*, concordante ao trabalho de Harmsen e colaboradores (2010), onde os registros fora de trilhas e estradas foram raros.

Neste sentido, a utilização de iscas odoríferas para atração dos indivíduos representa uma inovação no estudo de mamíferos, tendo um grande potencial para os trabalhos que envolvam felinos, canídeos e outros carnívoros em geral. Porém, ainda há pouca informação disponível sobre o efeito dessas iscas. O raio de atratividade, ou seja, quão distante um animal consegue sentir o odor e ser atraído para a isca é absolutamente desconhecido para as espécies de mamíferos neotropicais, apesar da sua larga utilização em países norte-americanos. O que se

estima é que há uma maior atratividade a distâncias mais curtas, tendo sido considerada neste estudo como um raio de apenas 2 m, sendo também suposto que e à medida que se distancia do local de aplicação da isca, diminua seu efeito. Em outros estudos, onde somente este método foi utilizado, variadas distâncias (50-1600 m) foram mantidas entre unidades amostrais, a fim de manter a independência (TURKOWSKI; POPELKA; BULLARD, 1983; HEIN; ANDELT, 1994; ANDELT; WOOLEY, 1996; GASPAR, 2005; PENTEADO, 2006; CASTILHO, 2010; TORRES; PRADO, 2010). Além disso, outras características ambientais como fase lunar e temperatura podem alterar as taxas de registros das espécies (GRAVES; BODDICKER, 1987).

Mesmo considerando as vantagens dos métodos que utilizam o substrato como forma de obtenção de registros que confirmem a presença de mamíferos, ou seja, *scent stations* e parcelas de areia são muito prejudicadas em locais onde a ocorrência de chuvas é frequente, pois a precipitação, se em alto volume pode impedir a coleta de dados por muitos dias. Estes métodos, além disso, requerem que os pesquisadores sejam bem treinados, capazes de identificar as espécies por suas pegadas, o que não é homogêneo. Outra desvantagem desses métodos é a ausência de trabalhos comparativos, uma vez que poucos estudos utilizam o mesmo delineamento, impedindo a comparação entre áreas, inclusive de mesmo bioma e fitofisionomia, onde seriam esperadas comunidades semelhantes. Exemplo dessas discrepâncias são encontrados em estudos no Cerrado (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; LYRA-JORGE et al., 2008) e na Mata Atlântica (ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2010), com mamíferos de médio e grande porte, utilizando rastros como forma de registro das espécies.

As *cameras-trap*, por oferecer a imagem da espécie como forma de registro, produzem dados mais confiáveis em termos de identificação da espécie, não necessitando de treinamentos da equipe de campo tão acurado, especialmente para estudos geograficamente abrangentes, onde diferentes equipes poderiam manter um padrão homogêneo de amostragem. Essa vantagem, além do baixo custo ao longo do tempo, fez com que essa metodologia atingisse alta popularidade em pesquisas em torno de todo o globo (KARANTH, 1995; TROLLE; KÉRY, 2005; SOISALO; CAVALCANTI, 2006; TOBLER et al., 2008; BALME; HUNTER; SLOTOW, 2009; CAN; TOGAN, 2009; BONDI et al., 2010; CLARIDGE; PAULL; BARRY, 2010; AHUMADA et al., 2011; ESPARTOSA; PINOTTI; PARDINI, 2011; ROBERTS, 2011).

Contudo, há desvantagens no uso desta metodologia, especialmente quando se pretende estimar a densidade de mamíferos de médio e grande porte. Foster e Harmsen indicam cinco problemas associados à utilização de armadilhas fotográficas: (1) identificação dos espécimes; (2) amostragem e probabilidade de captura; (3) alocação das estações de coleta; (4) tamanho da área de estudo e (5) a estimativa de densidade para a área de estudo.

Embora a estimativa de tamanhos populacionais não tenha sido o objetivo deste estudo, os problemas listados podem incorrer em erros de amostragem, considerado um grave problema na comparação de estudos (ARCHAUX; HENRY; GIMENEZ, 2012). As diferenças na detectabilidade, em torno de apenas 4-8% pode direcionar para conclusões 50-90% incorretas (ARCHAUX; HENRY; GIMENEZ, 2012), o que pode facilmente ocorrer ao comparar métodos ou estudos sem dimensionar tais erros. Desta forma, destaca-se a necessidade de avançar em estudos comparativos entre os métodos de amostragem de mamíferos de médio e grande porte, além do cuidado a ser tomado ao comparar estudos, mesmo em áreas teoricamente semelhantes – por exemplo, áreas do mesmo bioma, estágios sucessionais distintos, onde a densidade de indivíduos arbóreos facilmente podem significar detectabilidades diferentes para as mesmas espécies.

3.2.3.3 Custos

Apesar do alto investimento inicial na aquisição de *cameras-trap*, vantagens como a possibilidade de utilizar os equipamentos em outros projetos, a obtenção de informações comportamentais das espécies (como horários de maior atividade) e registros ilustrativos, que nos equipamentos mais modernos podem incluir fotos coloridas de alta resolução e vídeos, reduzem o custo-benefício desta metodologia. Neste estudo, os valores por estação de coleta para *camera-trap* foi equivalente ao estimado por Lyra-Jorge et al. (2008), e tende a reduzir se os trabalhos de campo forem de maior duração: o custo diário estimado para os métodos de parcelas de areia, iscas odoríferas e *cameras-trap*, para uma única campanha (5 dias) é de R\$ 1.056,00, R\$944,92 e R\$1.244,96, passando a ser R\$788,60 e R\$458,27 para iscas odoríferas e armadilhas fotográficas, respectivamente, para cinco campanhas (25 dias de amostragem) sem alteração no custo diário para parcelas de areia. Ou seja, a utilização de armadilhas fotográficas tende a ficar menos custosa, caso sejam utilizadas isoladamente, porque não requer o mesmo número de visitas aos locais

de amostragem, enquanto que as checagens das parcelas de areia são realizadas diariamente, por pelo menos oito dias, enquanto que para a instalação das *cameras-trap* apenas um dia para montagem e outro para retirada dos equipamentos são necessários, sendo convertido numa economia de combustível e diárias de mão de obra. No entanto, em estudos que necessitem de levantamentos rápidos de fauna, o mais adequado para otimização dos resultados com bom aproveitamento financeiro é a aplicação de métodos indiretos, como parcelas de areia ou *scent stations*.

Considerando a dificuldade no estudo com mamíferos terrestres de médio e grande porte, como suas baixas densidades populacionais, hábito noturno e eficiência dos métodos, destaca-se a necessidade de utilizar técnicas adequadas capazes de identificar a presença das espécies, incluindo todas as variáveis comportamentais e inerentes às diferentes metodologias. A contribuição deste trabalho vai de encontro a tais necessidades, destacando a importância da utilização de variadas técnicas como forma de ampliar as espécies registradas de acordo com a abordagem do estudo, onde se deve previamente dimensionar as metodologias de campo e artifícios de análises pós-coleta, pouco conhecidos para mamíferos neotropicais. Em resumo, as técnicas se usadas em conjunto podem garantir um maior registro da riqueza local, devido às diferentes detectabilidades para as diferentes espécies locais, aumentando a qualidade dos dados coletados.

3.3 Conclusões

1. Os métodos utilizados em conjunto não apresentaram a mesma detectabilidade das espécies de mamíferos de médio e grande porte. No entanto, ao utilizá-los em conjunto, o *pool* de espécies registradas foi superior ao que teria sido amostrado por métodos isolados.
2. Apesar das discrepâncias para estudos curtos, em longo prazo, mesmo que utilizados isoladamente, os três métodos podem atingir a mesma eficiência, ou seja, atingir um número de espécies locais próximo da comunidade já registrada.
3. Para estudos rápidos o método de parcelas de areia foi o mais eficiente, tendo registrado 19 dentre as 30 espécies já amostradas na área de estudo.

4. O método de parcelas de areia pode ser menos custoso para levantamentos rápidos, como em licenciamentos e Estudos de Impacto Ambiental, apresentando uma relativa segurança na obtenção de dados, apesar da dificuldade de instalação das parcelas de areia, sendo, portanto, uma importante alternativa ao método de transecções lineares.

Referências

- ALMEIDA, A.J.; TORQUETTI, C.G.; TALAMONI, S.A. Use of space by neotropical marsupial *Didelphis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a an urban forest fragment. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 214-219, Jun, 2008.
- ANDELT, W.F.; WOOLEY, T.P. Responses of Urban Mammals to Odor Attractants and a Bait-Dispensing Devide. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 24, n. 1, p. 111-118, 1996.
- ARCHAUX, F.; HENRY, P.Y.; GIMENEZ, O. When can we ignore the problem of imperfect detection in comparative studies? **Methods in Ecology and Evolution**, Chichester, v. 3, p. 188-194, 2012.
- BALI, A.; KUMAR, A.; KRISHNASWAMY, J. The mammalian communities in coffee plantations around a protected area in the Western Ghats, India. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, p. 93-102, 2007.
- BALME, G.A.; HUNTER, L.T.B.; SLOTOW, R. Evaluating Methods for Counting Cryptic Carnivores. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 73, n. 3, p. 433-441, 2009.
- BAREA-AZCÓN, J.M.; VIRGÓS, E.; BALLESTEROS-DUPERÓN, E.; MOLEÓN, M.; CHIROSA, M. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, p. 1213-1230, 2007.
- BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília, Universidade de Brasília, 1991. 180 p.
- BONDI, N.D.; WHITE, J.G.; STEVENS, M.; COOKE, R. A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. **Wildlife Research**, Victoria, v. 37, p. 456-465, 2010.
- CAN, Ö.E.; TOGAN, Í. Camera trapping of large mammals in Yenice Forest, Turkey: local information versus camera traps. **Oryx**, Oxford, v. 43, p. 427-430, 2009.
- CANALE, G.R.; PERES, C.A.; GUIDORIZZI, C.E.; GATTO, C.A.F.; KIERULFF, M.C. M. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, e41671, 2008.
- CASA DA FLORESTA. **Projeto Conservação**. Piracicaba: Casa da Floresta, 2009. (Relatório Anual de Monitoramento de Fauna e Flora)
- CASTILHO, C.P. **Comunidade de mamíferos de médio e grande portes em fragmentos de mata semidecidual da APA municipal de Campinas, SP**. 2010. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

CHAVES, P.B.; GRAEFF, V.G.; LION, M.B.; OLIVEIRA, L.R.; EIZIRIK, E. DNA barcoding meets molecular scatology: short mtDNA sequences for standardized species assignment of carnivore noninvasive samples. **Molecular Ecology Resources**, Oxford, v. 12, p. 18-35, 2012.

CHIARELLO, A.G. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Santa Teresa, v. 11/12, p. 229-247, Jun., 2000.

CHIARELLO, A.G.; AGUIAR, L.M.S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F.R.; RODRIGUES, F.H.G. SILVA, V.M. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Belo Horizonte: Ministério do Meio Ambiente; Fundação Biodiversitas, 2008. p. 681-702.

CIIAGRO. **Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas**. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/>>. Acesso em: 27 Ago. 2012.

CLARIDGE, A.W.; PAULL, D.J.; BARRY, S.C. Detection of medium-sized ground-dwelling mammals using infrared digital cameras: an alternative way forward? **Australian Mammalogy**, Collingwood, v. 32, p. 165-171, 2010.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8, 2006. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 16 set.2012.

CROOKS, K. R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

CROOKS, K.R.; GRIGIONE, M.; SCOVILLE, A.; SCOVILLE, G. Exploratory use of track and camera surveys of mammalian carnivores in the Peloncillo and Chiricahua Mountains of Southeastern Arizona. **Southwestern Naturalist**, Lubbock, v. 53, n. 4, p. 510-517, Dec. 2008.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, 1999.

CUNHA, A.; VIEIRA, M.V. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 258, p. 419-426, 2002.

DARROW, P.A.; SKIRPSTUNAS, R.T.; CARLSON, S.W.; SHIVIK, J.A. Comparison of injuries to Coyote from 3 Types of Cable Foot-Restraints. **The Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 73, n. 8, p. 1441-1444, 2009.

DE ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; DI BLANCO, Y, DI BITETTI, M. **Guía de huellas de los mamíferos de Misiones y otras áreas Del subtropical de Argentina**. Tucumán:Ediciones Del Subtrópico, 2008. 120 p.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function, and Diversity-A Sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, Boston, vol. 4, n. 4, p. 444-447, 1990.

EARLE, R.D.; LUNNING, D.M.; TUOVILA, V.R.; SHIVIK, J.A. Evaluating Injury Mitigation and Performance of #3 Victor Soft Catch® Traps to Restrain Bobcats. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 31, n. 3, p. 617-629, 2003.

EISENBERG, J.F.; KLEIMAN, D.G. Olfactory Communication in Mammals. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 3, p.1-32, 1972.

ESPARTOSA, K.D.; PINOTTI, B.T.; PARDINI, R. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 20, p. 2815-2829, 2011.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1229-1241, 2009.

GASPAR, D.A. **Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas, SP**. 2005. 148 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

GORMAN, M.L.; TROWBRIDGE, B.J. The role of odor in the social lives of carnivores. In: GITTLEMAN, J.L. (Ed.). **Carnivore behavior, ecology, and evolution**. Ithaca: Cornell University Press, 1989. p. 57-88.

GRAVES, G.E.; BODDICKER, M.L. Field Evaluation of Olfactory Attractants and Strategies Used to Capture Depredating Coyotes. **Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings**, Rapid City, v. 67, p. 195-204, 1987.

HAAG, T.; SANTOS, A.S.; SANA, D.A.; MORATO, R.G.; CULLEN JR., R.; CRAWSHAW JR.; P.G.; DE ANGELO, C.; DI BITETTI, M.S.; SALZANO, F.M.; EIZIRIK, E. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). **Molecular Ecology**, Oxford, v. 19, n. 22, p. 4906-4921, 2010.

HARMSSEN, B.J.; FOSTER, R.J.; SILVER, S.; OSTRO, L.; DONCASTER, P. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. **Biotropica**, Washington, v. 42, n. 1, p. 126-133, 2010.

HARRISON, R.L. Chemical Attractants for Central American Felids. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 25, n. 1, p. 93-97, 1997.

HEIN, E.W.; ANDELT, W.F. Evaluation of Coyote Attractants and an Oral Delivery Device for Chemical Agents. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 22, n. 4, p. 651-655, 1994.

HEIN, E.W.; ANDELT, W.F. Evaluation of Indices of Abundance for an Unexploited Badger Population. **Southwestern Naturalist**, Lubbock, v. 40, n. 3, p. 288-292, 1995.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: The ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 2001, p. 125-165.

KARANTH, K.U. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. **Biological Conservation**, Essex, v. 71, p. 333-338, 1995.

LION, M.B.; EIZIRIK, E.; GARDA, A.A.; FONTOURA-RODRIGUES, M.L.; RODRIGUES, F. H. G.; MARINHO-FILHO, J. S. Conservation of maned wolves in a highly impacted area of the Brazilian Cerrado biome. **Genetica**, Dordrecht, v. 139, p. 369-318, 2011.

LYRA-JORGE, M.C.; CIOCHETTI, G.; PIVELLO, V R.; MAIRELLES, S.T. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 54, p. 739-744, 2008.

LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETTI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 56, n. 3, p. 359-368, Jun., 2010.

MANGINI, P.R.; NICOLA, P.A. Captura e marcação de animais silvestres. In: CULLEN Jr, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, FBPN, 2003. P. 91-122.

MICHALSKI, F.; CRAWSHAW JR.; P.G.; OLIVEIRA, T.G.; FABIÁN, M.E. 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**, San Jose, v. 55, n. 1, p. 315-320, 2007.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions on a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 383-396, 2005.

MICHALSKI, F.; VALDEZ, F.P.; NORRIS, D.; ZIEMINSKI, C.; KASHIVAKURA, C.; TRINCA, C.S.; SMITH, H.B.; VYNNE, C.; WASSER, S.K.; METZGER, J.P.; EIZIRIK, E. Successful carnivore identification with faecal DNA across a fragmented Amazonian landscape. **Molecular Ecology Resources**, Oxford, v. 11, p. 862-871, 2011.

MIOTTO, R.A.; CERVINI, M.; BEGOTTI, R.A.; GALETTI JR, P.M. Monitoring a Puma (*Puma concolor*) Population in a Fragmented Landscape on Southeast Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 1, p. 98-104, 2012.

MIOTTO, R.; CIOCHETI, G.; RODRIGUES, F.P.; GALETTI JR., P.M. Identification of pumas (*Puma concolor* (Linnaeus, 1771)) through faeces: a comparison between morphological and molecular methods. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 963-965, 2007.

NEGRÕES, N.; SARMENTO, P.; CRUZ, J.; EIRA, C.; REVILLA, E.; FONSECA, C.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N. M.; FURTADO, M. M.; JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L. Use of Camera-Trapping to Estimate Puma Density and Influencing Factors in Central Brazil. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 74, n. 6, p. 1195-1203, 2010.

NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 91, n. 3; p. 551-560, 2010.

NORRIS, D.; PERES, C.A.; MICHALSKI, F.; HINCHSLIFFE, K. Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. **Mammalia**, Berlin, v. 72, p. 15-23, 2008.

NOSS, A.J.; PEÑA, S.; RUMIZ, D.I. Camera trapping *Priodontes maximus* in the dry forests of Santa Cruz, Bolivia. **Endangered Species Update**, Michigan, v. 21, p. 43-52, 2004.

OLSEN, G.H.; LINHART, S.B.; HOLMES, R.A.; DASCH, G.J.; MALE, C.B. Injuries to Coyotes Caught in Padded and Unpadded Steel Foothold Traps. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 14, n. 3, p. 219-223, 1986.

ÖSTERHOLM, H. The significance of distance receptors in the feeding behaviour of the fox, *Vulpes vulpes*. **Acta Zoologica Fennica**, Helsinki, v. 106, p. 2-31, 1964.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A B.; RYLANDS, A.B.; HERRMAN, G.; AGUIAR, L.M. S.; CHIARELLO, A.G.; LEITE, Y.L.R.; COSTA, L.P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C.M.; MENDES, S.L.; TAVARES, V.C.; MITTERMEIER, R.A.; PATTON, J.L. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil**: Occasional Papers in Conservation biology. 2.ed. Arlington: Conservation International, 76p. 2012.

PARDINI, R.; FARIA, D. ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M. BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PENTEADO, M.J.F. **As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo**. 2006. 110 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

PERES, C. A.; CUNHA, A.A. **Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais**. Brasil: Wildlife Technical Series, Wildlife Conservation Society, 2011.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing 2.15.0, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 27 ago. 2012.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implication for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROBERTS, N.J. Investigation into survey techniques of large mammals: surveyor competence and camera-trapping vs. transect-sampling. **Bioscience Horizons**, Oxford, v. 4, n. 1, p. 40-49, March, 2011.

SANCHES, A.; FIGUEIREDO, M.G.; HATANAKA, T.; PAULA, F.F.P.; SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.; GALETTI JR. P.M. Microsatellite loci isolated from the lowland tapir (*Tapirus terrestris*), one of the largest Neotropical mammal. **Conservation Genet Resour**, Heidelberg, v. 1, p. 115-117, 2009.

SBREK-ARAÚJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 121-125, January, 2005.

SCOSS, L.M.; DE MARCO JÚNIOR, P.; SILVA, E.; MARTINS, S.V. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 121-127, 2004.

SHIVIK, J.A.; GRUVER, K.S. Animal Attendance at Coyote Trap Sites in Texas. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 30, n. 2, p. 502-507, 2002.

SHORT, J.; TURNER, B.; RISBEY, D. Control of feral cats for nature conservation. III. Trapping. **Wildlife Research**, Victoria, v. 29, p. 475-487, 2002.

SILVEIRA, L.F.; BEISIEGEL, B.M.; CURCIO, F.F.; VALDUJO, P.H.; DIXO, M.; VERDADE, V.K.; MATTOX, G.M.T.; CUNNINGHAM, P.T. M. What use do fauna inventories serve? **Estudos avançados**, São Paulo, v. 24, n. 48, p. 173-207.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.A.; DINIZ-FILHO, J.A.F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**, Essex, v. 114, p. 351-355, 2003.

SILVER, S.C.; OSTRO, L.E.T.; MARSH, L.K.; MAFFEI, L.; NOSS, A.J.; KELLY, M. J.; WALLACE, R.B.; GOMEZ, H.; AYALA, G. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. **Oryx**, Oxford, v. 38, n.2, p. 1-7, 2004.

SOISALO, M.K.; CAVALCANTI, S.M.C. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. **Biological Conservation**, Essex, v. 129, p. 487-496, 2006.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry**. New York: W H. Freeman, 1995. 887 p.

STEPHENS, P.A.; ZAUMYSLOVA, O.Y.; MIQUELLE, D.G.; MYSLENKOV, A.I.; HAYWARD, G.D. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov-Malyshev-Perelshin formula. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 9, p. 339-348, 2006.

TOBLER, M.W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E.; PITMAN, R.L.; MARES, R. POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 11, p. 169-178, 2008.

TORRES, P.C.; PRADO, P.I. Domestic dogs in a fragmented landscape in the Brazilian Atlantic Forest: abundance, habitat use and caring by owners. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p. 987-994, 2010.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 84, n. 2, p. 607-614, 2003.

TURKOWSKI, F.J.; POPELKA, M.L.; BULLARD, W. Efficacy of Odor Lures and Baits for Coyotes. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 11, n. 2, p. 136-145, 1983.

VECCHIA, A.C.D.; BIONDO, C. SANCHES, A.; KEUROGHLIAN, A.; MIYAKI, C.Y.; GALETTI, M.; GALETTI JR.; P. M. Isolation and characterization of microsatellite loci for white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and cross-amplification in collared peccaries (*Pecari tajacu*). **Conservation Genetics Resources**, Heidelberg, v. 3, p. 151-154, 2011.

WANG, S.W.; MACDONALD, D.W. The use of camera traps for estimating tiger and leopard populations in the high altitude mountains of Buthan. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 606-613, 2009.

WILSON, G.J.; DELAHAY, R.J. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. **Wildlife Research**, Victoria, v. 28, p. 151-164, 2001.

WINDBERG, L.A. Coyote responses to visual and olfactory stimuli related to familiarity with an area. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 74, p. 2248-2253, 1996.

ANEXOS

ANEXO A

Tabela A.1 – Características ecológicas das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas na área de estudo utilizadas para a separação em grupos funcionais. **Classe de peso:** 1- até 3,0 kg; 2- de 3,0-7,0 kg; 3- acima de 7,0 kg. **Nível trófico:** 1- primário; 2- mesopredadores; 3- predadores de topo. **Locomoção:** 1- semi-fossorial; 2- escansorial; 3- terrestre

Espécies	Classe de Peso	Nível Trófico	Locomoção	Dieta					
				Carnívoro	Frugívoro	Granívoro	Insetívoro	Herbívoro	Onívoro
<i>Cabassous</i> sp.	2	2	1	0	0	0	1	0	0
<i>Cerdocyon thous</i>	2	2	3	0	0	0	0	0	1
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	3	3	3	0	0	0	0	0	1
<i>Conepatus</i> cf. <i>chinga</i>	1	2	3	0	0	0	1	0	0
<i>Dasyprocta azarae</i>	1	1	3	0	1	1	0	0	0
<i>Dasypus novemcinctus</i>	2	2	1	0	0	0	1	0	0
<i>Dasypus septemcinctus</i>	1	2	1	0	0	0	1	0	0
<i>Didelphis</i> sp.	1	2	2	0	1	0	0	0	1
<i>Eira barbara</i>	3	2	3	0	1	0	0	0	1
<i>Euphractus sexcinctus</i>	2	2	1	0	0	0	1	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	3	3	3	1	0	0	0	0	0
<i>Leopardus</i> sp.	2	3	2	1	0	0	0	0	0
<i>Mazama</i> cf. <i>gouazoubira</i>	3	1	3	0	1	0	0	1	0
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	3	2	3	0	0	0	1	0	0
<i>Nasua nasua</i>	2	2	3	0	1	0	0	0	1
<i>Pecari tajacu</i>	3	2	3	0	1	0	0	1	0
<i>Puma concolor</i>	3	3	3	1	0	0	0	0	0
<i>Sciurus aestuans</i>	1	1	2	0	1	1	0	0	0
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1	1	3	0	0	0	0	1	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	2	2	2	0	0	0	1	0	0

ANEXO B

Prezado Pesquisador,

Essa consulta tem como objetivo contribuir na dissertação de mestrado de Elson Fernandes de Lima, que trata, em linhas gerais, da resposta da comunidade de mamíferos de médio e grande porte à estrutura da paisagem, em uma área de produção florestal (*Eucalyptus* sp.). Os dados biológicos são coletados em unidades amostrais e as análises de paisagem são feitas em várias escalas (buffers de 250m, 500m, 1000m e 2000m). Dentre as variáveis ambientais avaliadas, uma será o Índice de Qualidade da Paisagem (IQP), obtido através da atribuição de valores de qualidade (VQ) para os usos do solo encontrados na área de estudo. Desta forma, cada buffer receberá um valor de IQP, de acordo com o uso do solo encontrado no respectivo buffer.

O IQP será obtido através da média ponderada pela área de cada uso do solo nos diferentes buffers. Ou seja, a área de cada uso do solo será multiplicada pelo respectivo valor de qualidade (VQ), e em cada buffer esses valores serão somados e divididos pela área avaliada. Assim o valor do IQP de cada buffer para cada unidade amostral será:

$$IQP_j = \frac{\sum(VQ_i \times A_i)}{A_j}$$

Onde: IQP_j = índice de qualidade do ponto *j*;
 VQ_i = valor de qualidade do tipo de uso do solo *i*;
 A_i = área ocupada pelo tipo de uso do solo *i*;
 A_j = área total do buffer no ponto *j*.

Desta forma, sua contribuição será no sentido de atribuir os valores de qualidade (VQ) dos diferentes usos do solo (Tabela 1) considerando as espécies da comunidade (todas as espécies da Tabela 2 conjuntamente) e dos grupos funcionais (Tabela 2). Deve-se pensar em quão bom é determinado uso do solo para a presença do determinado conjunto de espécies (grupos funcionais ou a comunidade como um todo). A atribuição de valores de qualidade (VQ) deve seguir a escala abaixo, variando as notas de 0 a 100, com intervalos de 10 em 10. Tome como base um ambiente não degradado (por exemplo, floresta em estágio sucessional avançado), como um ambiente ótimo, ou seja, nota '100'. Usos do solo considerados absolutamente negativos para a ocorrência do grupo devem receber nota '0'; assim como usos do solo considerados como indiferentes, que devem receber nota '50'.

0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
PÉSSIMO	RUIM		INDIFERENTE			BOM		ÓTIMO		

Por favor, preencha os dados na tabela em anexo, atribuindo os valores que você considerar pertinentes e retorne para o email: elson.lima@gmail.com
 Dúvidas podem ser encaminhadas ao mesmo endereço ou telefone: 19-8122-7393.

Tabela 1 – Descrição dos tipos de uso do solo presentes na área avaliada

Uso do Solo	Descrição
Água	Foram incluídos corpos d'água como lagoas, lagos e rios de grande porte.
Mata Pioneira	Fisionomias florestais em estágio sucessional pioneiro, sem a presença de indivíduos arbóreos.
Mata Inicial	Fisionomias florestais em estágio sucessional inicial, com presença de indivíduos arbóreos e dossel aberto a semiaberto.
Mata Média	Fisionomias florestais em estágio sucessional médio, com dossel definido e domínio de indivíduos arbóreos.
Pastagem	Áreas abertas cobertas por gramíneas.
Pastagem Abandonada	Áreas abertas, dominadas por gramíneas, mas com presença de herbáceas e indivíduos arbóreos esparsos.
Eucalipto	Matriz florestal, com talhões de eucalipto em diversas idades.
Agricultura	Áreas de cultura de produtos agrícolas anuais, incluindo cana-de-açúcar e grãos.
Várzea	Áreas de solo inundado ao menos em parte do ano, incluindo talude de rios e banhados.
Solo Exposto	Áreas de solo permanentemente exposto, como minerações, erosões e áreas abertas.
Infraestrutura	Instalações, vilas e construções rurais.
Área Urbana	Áreas de adensamento urbano, caracterizados por intensa atividade antrópica.
Sistema Viário	Rodovias e vias pavimentadas.
Carreadores	Estradas não pavimentadas, de uso não intenso.

Tabela 2 - Espécies e Grupos Funcionais presentes na comunidade de mamíferos de médio e grande porte da área avaliada

Grupo Funcional (GP)	Espécies
1	<i>Dasybus novemcinctus</i>
	<i>Dasybus septemcinctus</i>
	<i>Euphractus sexcinctus</i>
	<i>Cabassous</i> sp.
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
	<i>Tamandua tetradactyla</i>
2	<i>Conepatus</i> cf. <i>chinga</i>
	<i>Leopardus pardalis</i>
	<i>Leopardus</i> cf. <i>tigrinus</i>
	<i>Leopardus</i> cf. <i>wiedii</i>
3	<i>Puma concolor</i>
	<i>Cerdocyon thous</i>
4	<i>Chrysocyon brachyurus</i>
	<i>Didelphis</i> sp.
	<i>Eira barbara</i>
5	<i>Nasua nasua</i>
	<i>Sciurus aestuans</i>
6	<i>Dasyprocta azarae</i>
	<i>Pecari tajacu</i>
7	<i>Mazama</i> cf. <i>gouazoubira</i>
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>

PS: Os grupos funcionais foram obtidos à partir de uma análise estatística, considerando dieta, tipo de locomoção, peso e nível trófico das espécies.

Uso do Solo	Mamíferos
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP1
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP2
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP3
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP4
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP5
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP6
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	

Uso do Solo	GP7
Água	
Mata Pioneira	
Mata Inicial	
Mata Média	
Pastagem	
Pastagem Abandonada	
Eucalipto	
Agricultura	
Várzea	
Solo Exposto	
Infraestrutura	
Área Urbana	
Sistema Viário	
Carreadores	