

RONALD SOUZA MONTEIRO DE BARROS

LEVANTAMENTO E ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DE MAMÍFEROS DE
MÉDIO E GRANDE PORTE NUM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA EM
ÁREA URBANA NO SUDESTE DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Artur Andriolo

JUIZ DE FORA
FEVEREIRO DE 2008

Barros, Ronald Souza Monteiro de

Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento urbano de Mata Atlântica no sudeste do Brasil / Ronald Souza Monteiro de Barros ; orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo. -- 2008.

68f.

Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora.

1. Mamíferos. 2. Estimativas populacionais. 3. Mata Atlântica. I. Andriolo, Artur. II. Título.

CDU 599

Para Jô e Maria

“Sonho com um jardim. Todos sonham com um jardim. Em cada corpo, um Paraíso que espera... Nada me horroriza mais que os filmes de ficção científica onde a vida acontece em meio aos metais, à eletrônica, nas naves espaciais que navegam pelos espaços siderais vazios... E fico a me perguntar sobre a perturbação que levou aqueles homens a abandonar as florestas, as fontes, os campos, as praias, as montanhas... Com certeza um demônio qualquer fez com que se esquecessem dos sonhos fundamentais da humanidade. Com certeza seu mundo interior ficou também metálico, eletrônico, sideral e vazio... E com isto, a esperança do Paraíso se perdeu...”

(Rubem Alves)

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos:

Ao orientador Dr. Artur Andriolo pela oportunidade, pelas idéias para o estudo, e pela confiança depositada em mim.

Ao companheiro Omar J. Bastos Neto, quem muito ajudou nas atividades de campo, apresentou-me à Fazenda da Floresta, e sem o qual este trabalho teria sido muito duro. Obrigado por sua força de vontade.

Aos funcionários da Prefeitura Municipal de Juiz de Fora que fazem a vigilância da Reserva Biológica Poço D'Anta, em especial ao Sebastião(zinho) pela disposição em mostrar a área, em compartilhar seus conhecimentos e pelo ensinamento de simplicidade.

Ao amigo Marco A. Manhães pela ajuda no campo e pelas longas conversas sobre ecologia, estatística, ornitologia e outros assuntos.

Ao Dr. Carlos Ruiz-Miranda pelas sugestões durante a fase preparatória do estudo.

À Dra. Renata Pardini pela ajuda com a identificação de marsupiais.

Aos membros da banca, Fabiano R. Melo e Marco A. Manhães pelas considerações e sugestões oportunas.

Ao José Carlos, sempre disposto em ajudar com os tramites burocráticos, e a todos os colegas e professores do PGECOL.

À AGENDA-JF pela permissão para a realização do estudo na Reserva Biológica Poço D'Anta, e a toda equipe do Plano de Manejo da Reserva.

Ao Sr. Mário Ribeiro pela permissão para a realização do estudo na Fazenda da Floresta, e aos funcionários da fazenda pelas informações.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa de mestrado.

RESUMO

Este estudo foi realizado num fragmento periurbano de Mata Atlântica no município de Juiz de Fora, MG, incluindo a Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta e áreas particulares, com aproximadamente 930 ha. O objetivo do estudo foi avaliar o estado da mastofauna no fragmento, através de levantamento de espécies e estimativas populacionais. Adicionalmente, foi avaliada a eficiência do uso de iscas em levantamentos de mamíferos. Os métodos consistiram de armadilhas fotográficas, transecções lineares e registros eventuais de fezes, pegadas e avistamentos. Foram registradas 22 espécies, incluindo espécies ameaçadas de extinção (*Leopardus pardalis* e *Chrysocyon brachyurus*), e espécies exóticas (*C. brachyurus*, *Callithrix penicillata*, *Callithrix jacchus*, *Canis familiaris* e *Equus caballus*). Entre as espécies registradas por armadilhas fotográficas, as mais comuns foram *Didelphis aurita*, *Philander frenatus*, *Marmosops* sp., *Dasypus novemcinctus* e *Agouti paca*. O uso de iscas foi eficiente em registrar o maior número de espécies por ponto de amostragem, e permitiu o registro de espécies em menor tempo, do que quando iscas não foram utilizadas. Estimativas de densidade foram elevadas para *Cebus nigritus* e *Alouatta guariba clamitans*, e baixas para *C. penicillata* e *Sciurus aestuans*. A densidade para *Callicebus nigrifrons* deve ter sido subestimada, mas esteve dentro dos limites reportados para outros fragmentos de Mata Atlântica. Tamanhos populacionais hipotéticos, entretanto, sugerem que as populações não são viáveis em longo prazo. Para a conservação das espécies recomenda-se o estabelecimento de programas de monitoramento de espécies, controle de espécies exóticas, e corredores ecológicos.

ABSTRACT

This study was carried out in an Atlantic Forest fragment on the periphery of Juiz de Fora City, state of Minas Gerais, including the Biological Municipal Reserve Poço D'Anta and private areas, with about 930 ha. The study aimed to assess the mammalian fauna status in the fragment, through species survey and population estimates. Moreover, the efficiency of baits for mammals' surveys was evaluated. The samplings were based on camera-traps, diurnal line-transect sampling and casual records of feces, footprints and sighting. Twenty-two species were recorded, including threatened species (*Leopardus pardalis* and *Chrysocyon brachyurus*), and exotic species (*C. brachyurus*, *Callithrix penicillata*, *Callithrix jacchus*, *Canis familiaris* and *Equus caballus*). Amongst the recorded species by camera-traps, the commonest were *Didelphis aurita*, *Philander frenatus*, *Marmosops* sp., *Dasybus novemcinctus* and *Agouti paca*. Baits were efficient to record more species at the sampling points, and to record species in less time than traps with no baits. Density estimates were high to *Cebus nigritus* and *Alouatta guariba clamitans*, and low to *C. penicillata* and *Sciurus aestuans*. Density of *Callicebus nigrifrons* must have been underestimated, but it was within the range reported for other Atlantic Forest fragments. However, hypothetical population sizes for all species suggest that long-term survivorship is unviable. Recommended strategies for species conservation are species monitoring programs, exotic species control and establishment of wildlife corridors.

SUMÁRIO

Agradecimentos.....	iii
Resumo	iv
Abstract.....	v
Índice de figuras	vii
Índice de tabelas.....	viii
Introdução geral.....	1
Objetivos.....	3
Objetivo geral.....	3
Objetivos específicos.....	3
Área de estudo	3
Capítulo 1 – Levantamento da mastofauna de médio e grande porte.....	7
Resumo	7
Abstract.....	8
1. Introdução.....	9
2. Material e métodos	10
2.1. Coleta de dados	10
2.2. Análise de dados	12
3. Resultados.....	13
3.1. Composição da comunidade de mamíferos e métodos de registro	13
3.2. Abundância das espécies.....	14
3.3. Eficiência do uso de isca	16
4. Discussão	17
4.1. Aplicabilidade dos métodos.....	17
4.2. Composição da comunidade de mamíferos	20
4.3. Conservação	22
Capítulo 2 – Estimativas populacionais de mamíferos	27
Resumo	27
Abstract.....	28
1. Introdução.....	29
2. Material e métodos	30
2.1. Coleta de dados	30
2.2. Análise de dados	31
3. Resultados.....	33
4. Discussão	36
4.1. Detectabilidade das espécies.....	36
4.2. Densidades populacionais.....	38
4.3. Perspectivas para o monitoramento de espécies.....	41
4.4. Conservação	43
Discussão geral	46
Conclusões	50
Referências bibliográficas.....	51
Apêndice – Fotos.....	59

ÍNDICE DE FIGURAS

Área de estudo

Figura 1. Área de estudo 6

Capítulo 1

Figura 1. Curva de acumulação de espécies durante os dias de amostragem com armadilhas fotográficas para dois métodos (sem e com o uso de isca)..... 17

Capítulo 2

Figura 1. Distribuição dos valores de distância de detecção para primatas e esquilos registrados nas transecções. O retângulo representa valores do primeiro ao terceiro quartis. A linha interna é a mediana. As barras representam os valores mínimo e máximo da distribuição 34

Figura 2. Distribuição de frequência de grupos avistados a diferentes distâncias da transecção. As barras são as avistagens obtidas. A curva representa a probabilidade de detecção de acordo com modelo uniforme com ajuste de co-seno ($\chi^2 = 2,02$; gl = 5; $p = 0,8463$) 35

ÍNDICE DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Espécies de mamíferos registradas, biomassa e método(s) de registro.....	14
Tabela 2. Número total de registros (N) e taxas fotográficas (TF) para as espécies registradas por armadilhamento fotográfico sem o uso de isca	15
Tabela 3. Número total de avistagens (N) e taxas de encontro (grupos/10 km) para as espécies registradas nas transecções lineares	15
Tabela 4. Número de registros e respectivas taxas fotográficas para as espécies registradas por armadilhamento fotográfico sem e com o uso de isca	16
Tabela 5. Taxas de encontro (grupos/10 km) obtidas para primatas e esquilo em áreas de Mata Atlântica	22

Capítulo 2

Tabela 1. Número total de avistagens (n), taxa de encontro e tamanho de grupo observado para as espécies registradas por transecção linear	33
Tabela 2. Número de detecções por tipo de estímulo para as espécies registradas por transecção linear. Porcentagens entre parênteses	33
Tabela 3. Estimativas médias de densidade de grupos (D_S), densidade de indivíduos (D) e tamanho populacional hipotético (N) para cada espécie, e respectivos intervalos de confiança (IC) e coeficientes de variação (CV)	36
Tabela 4. Esforço necessário (L) para a obtenção de estimativas de densidade com coeficiente de variação (CV) de 0,25 e 0,20, e respectivo número de registros esperado (n) para cada espécie	36
Tabela 5. Densidades de indivíduos (D) estimadas para primatas e esquilo em diversas áreas de Mata Atlântica.....	39

INTRODUÇÃO GERAL

O histórico de degradação da Mata Atlântica está relacionado ao histórico de ocupação e exploração do território brasileiro. Do séc. XVI ao séc. XX, o processo de degradação, que se inicia mesmo antes de 1500, seguiu-se de maneira intensiva às atividades econômicas de extrativismo do pau-brasil, cultivo de cana-de-açúcar, mineração de ouro, pecuária e cultivo de café (Dean, 1996; Câmara, 2005; Young, 2005). A degradação foi acelerada no séc. XX, com a industrialização, o aumento demográfico, as práticas de monocultura em larga extensão, a construção de grandes hidrelétricas, a exploração de madeira e a expansão de núcleos urbanos, entre outros eventos (Dean, 1996; Câmara, 2005). Na década de 1970, grande parte dos remanescentes foi destruída para o cultivo de cana-de-açúcar objetivando a produção de álcool como combustível, e para a plantação de pinheiros exóticos e eucaliptos para abastecer a indústria de papel e celulose (Câmara, 2005). Mais recentemente, o cultivo intensivo de soja e a expansão das plantações de pinheiros e eucaliptos, além da criação de novas hidrelétricas, ameaçam a biodiversidade na Mata Atlântica (Galindo-Leal e Câmara, 2005).

Como resultado desse processo, atualmente restam apenas de 7 a 8% da extensão original da Mata Atlântica, que outrora cobria mais de 1,2 milhões de km² (Cl do Brasil *et al.*, 2000; Myers *et al.*, 2000; Galindo-Leal e Câmara, 2005; Fonseca *et al.*, 2005). Devido à perda e à fragmentação de habitats, poucos remanescentes ainda possuem áreas suficientes para manter populações viáveis de espécies que necessitam de grandes áreas (Galindo-Leal e Câmara, 2005). Além disso, mais de 60% dos municípios brasileiros encontra-se neste domínio, (IBGE, 2001), ameaçando o que restou, e impõe o desafio de conservar os remanescentes em áreas com elevada densidade populacional. Eventos como a extração de lenha, o corte ilegal de madeira, a captura de espécimes da fauna e da flora e a introdução de espécies exóticas ameaçam a biodiversidade nos fragmentos remanescentes (Galindo-Leal e

Câmara, 2005). Apesar disso, a Mata Atlântica ainda é uma das formações vegetais mais representativas no mundo, em termos de riqueza e endemismo de espécies (Myers *et al.*, 2000). Entre os mamíferos, são 263 espécies, sendo 71 endêmicas (Fonseca *et al.*, 2005). Somente entre os primatas, das 24 espécies que ocorrem na Mata Atlântica, 20 são endêmicas (Costa *et al.*, 2005).

O estado de Minas Gerais possui, originalmente, mais de 49% de sua área situada no domínio da Mata Atlântica, porém seus remanescentes representam apenas 2,81% da cobertura original (CI do Brasil *et al.*, 2000). Além disso, o que restou encontra-se altamente fragmentado e pouco representado no Sistema de Unidades de Conservação, ao mesmo tempo em que mantém 60% das espécies da fauna ameaçadas para todo o estado (Drummond *et al.*, 2005). A situação não é diferente no município de Juiz de Fora. A região possui dezenas de fragmentos florestais, a grande maioria desprotegida e não alcançando 100 ha, além de dois fragmentos maiores com cerca de 369 e 930 ha cada. Considerando apenas o desmatamento legal, entre 1998 e 2006 o município perdeu uma área florestal de aproximadamente 3.128 ha (Centro de Pesquisas Sociais, 2007).

A degradação da Mata Atlântica na região onde se encontra o município de Juiz de Fora foi provavelmente iniciada por volta do ano de 1703, com a abertura do Caminho Novo. Este passava pela Zona da Mata Mineira, ligando a região das minas ao Rio de Janeiro, e facilitando a circulação do ouro (Bastos, 1976; Oliveira, 1994). A doação de terras pelo Império facilitou a povoação e a formação de fazendas, trazendo principalmente a cultura de café, a partir da segunda metade do séc. XVIII, que só veio a declinar nas primeiras duas décadas do séc. XX, quando a cidade já era bastante industrializada (Bastos, 1976; Oliveira, 1994). A produção de café utilizava poucas técnicas e, quando os solos se desgastavam, novas matas eram derrubadas (Oliveira, 1994).

O atlas *Biodiversidade em Minas Gerais* (Drummond *et al.*, 2005) relacionou as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no estado, entre elas a

área urbana do município de Juiz de Fora, região considerada importante para o corredor de Mata Atlântica do sudeste do estado. No que se refere aos mamíferos, especificamente, a região não é citada. Segundo os autores, a avaliação de áreas é impossibilitada, principalmente, pela inexistência de levantamentos, ou pela existência de estudos muito incipientes. De fato, estudos sobre a fauna de mamíferos da região e dados sobre o estado das populações são praticamente inexistentes. A conservação de mamíferos nos fragmentos, entretanto, vai depender do nosso conhecimento acerca das espécies remanescentes e do estado de suas populações, e do desenvolvimento de estratégias de manejo apropriadas.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar o estado da mastofauna num fragmento periurbano de Mata Atlântica no município de Juiz de Fora, Minas Gerais.

Objetivos específicos

- 1) Realizar o levantamento das espécies de mamíferos,
- 2) Avaliar o efeito do uso de isca em levantamentos de mamíferos de médio e grande porte, e
- 3) Obter estimativas populacionais para mamíferos diurnos.

ÁREA DE ESTUDO

O município de Juiz de Fora está situado na bacia do Paraibuna, vale do Paraíba do Sul, na mesorregião da Zona da Mata de Minas Gerais, sudeste do Brasil. O município abrange uma superfície de 1.429,875 km² e apresenta topografia montanhosa variando de 467 a 1.104 m (Centro de Pesquisas Sociais, 2007). A

população total é de mais de 456 mil habitantes, dos quais mais de 99% vive em área urbana (Tavares, 2006). O clima é o tropical de altitude do tipo Cwa (mesotérmico com verão quente e chuvoso), de acordo com a classificação de Köppen, com temperatura média anual em torno de 19°C e precipitação pluviométrica anual de aproximadamente 1.500 mm, sendo a estação chuvosa de outubro a abril e a estação seca de maio a setembro (Centro de Pesquisas Sociais, 2007). A vegetação característica da região é a Floresta Estacional Semidecidual Montana (Veloso *et al.*, 1991).

O fragmento florestal estudado inclui a Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, a mata da Fazenda da Floresta e outras propriedades particulares, chamado aqui de PDFF (Figura 1). Segundo dados da Prefeitura Municipal, a Reserva possuía 277 ha na época de sua criação, em 1982 (Juiz de Fora, Decreto nº 2.794, de 21 de setembro de 1982), e não estava conectada à mata da Fazenda da Floresta, a qual possuía 370 ha. Entretanto, devido a um processo de regeneração natural, o fragmento foi expandido e a área da fazenda foi conectada com a Reserva. Além disso, outras áreas particulares, embora constituídas principalmente de eucaliptais (*Eucalyptus* spp.), estão atualmente conectadas com a área da Fazenda da Floresta. Assim, a partir de uma revisão de imagens recentes, estima-se que o fragmento possua atualmente cerca de 930 ha, sendo que 340 ha incluem a Reserva e áreas adjacentes regeneradas, e 590 ha incluem áreas particulares. Outros fragmentos menores ainda persistem próximos ao fragmento estudado.

O fragmento PDFF possui uma vegetação secundária em diferentes estágios de regeneração, e está inserido no setor leste de Juiz de Fora, numa matriz heterogênea de área urbana e pastagem (W43°16'47,98" – S21°43'28,91"; W43°19'11,05" – S21°45'49,70"). Partes da área foram destinadas à cultura cafeeira (*Coffea arabica*) até meados do século XX, e indivíduos de café ainda podem ser encontrados no interior do fragmento. Antes da criação da Reserva havia na área uma pedreira e uma saibreira, ambas desativadas após a criação da unidade, mas cujas áreas não foram recuperadas. Além disso, uma via pavimentada havia sido construída

a oeste, cortando o fragmento e isolando aproximadamente 50 ha, não incluídos na Reserva. Desde a criação da Reserva, a Prefeitura Municipal permitiu o avanço da área urbana até os seus limites e implantou um horto florestal e um campo popular de futebol na borda da área. Além disso, no interior do fragmento foi instalada uma fábrica da Empresa Municipal de Pavimentação e Urbanização (EMPAV), que produz artefatos de concreto como blocos de alvenaria, manilhas e mourões de cerca, entre outros, e uma via pavimentada para acesso à mesma. Apenas em 2007 foi iniciada a elaboração do Plano de Manejo da unidade. Portanto, há 25 anos a unidade existe apenas no papel, enquanto vem sofrendo interferências diretas da expansão urbana.

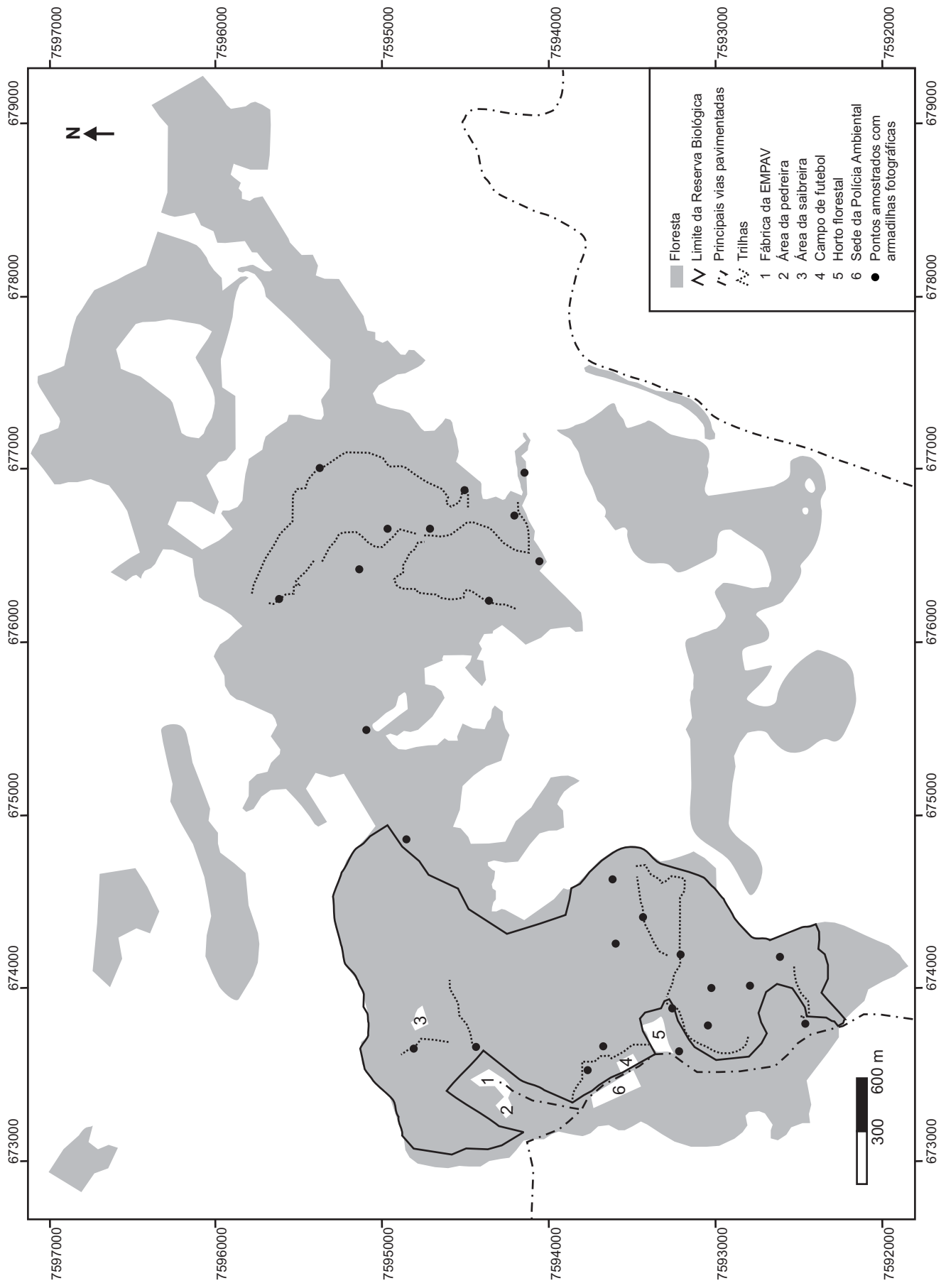


Figura 1. Área de estudo.

CAPÍTULO 1

LEVANTAMENTO DA MASTOFAUNA DE MÉDIO E GRANDE PORTE

RESUMO

Perda e fragmentação de habitats são as principais ameaças aos mamíferos terrestres. A redução de populações ou o desaparecimento de espécies de mamíferos têm conseqüências significativas para as relações ecológicas num dado ambiente. Assim, a avaliação do estado da fauna de mamíferos numa determinada área é imprescindível para avaliar o ambiente e direcionar esforços de conservação. O objetivo deste estudo foi o levantamento das espécies de mamíferos de médio e grande porte num fragmento periurbano de Mata Atlântica, no município de Juiz de Fora, MG. Além disso, foi avaliada a eficiência do uso de iscas em levantamentos de espécies. O fragmento é composto por uma Reserva Biológica contígua a áreas particulares, com cerca de 930 ha. Entre abril e novembro de 2007 mamíferos foram amostrados com armadilhas fotográficas e transecção linear, além de registros eventuais de pegadas, fezes e avistamentos. Para avaliar o efeito do uso de iscas (banana e bacon), armadilhas fotográficas permaneciam num mesmo ponto por sete dias sem isca e sete com isca, quando então eram trocadas de lugar. Vinte e duas espécies foram registradas, incluindo as espécies ameaçadas de extinção *Leopardus pardalis* e *Chrysocyon brachyurus*, e espécies exóticas, incluindo, além de *C. brachyurus*, o cão e o cavalo domésticos, e os sagüis *Callithrix penicillata* e *C. jacchus*. Armadilhas fotográficas registraram a maior parte das espécies, enquanto algumas foram registradas apenas visualmente ou por meio de pegadas. Iscas foram eficientes em amostrar mais espécies por ponto do que armadilhas sem iscas. Ainda, um maior número de espécies total foi registrado com iscas, e o tempo para registrar o mesmo número de espécies que o registrado sem isca foi menor. Iscas foram eficientes em atrair *Didelphis aurita* e *Philander frenatus*. Considerando o armadilhamento sem isca, as espécies mais comuns foram *Didelphis aurita*, *Marmosops* sp., *Philander frenatus*, *Dasypus novemcinctus* e *Agouti paca*. Em transecções lineares, apenas primatas e esquilos (*Sciurus aestuans*) foram avistados, e as espécies mais comuns foram *Cebus nigrinus* e *Alouatta guariba*. A fauna de mamíferos encontrada no fragmento é expressiva comparada a outros estudos em áreas de Mata Atlântica. Além disso, a ocorrência de diversos carnívoros e espécies cinegéticas e ameaçadas destaca o valor da área para a conservação de mamíferos na região.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are major threats to land mammals. Population reduction or species disappearance can induce significant consequences to ecological relationships in an environment. Therefore, to evaluate the status of the mammalian fauna living in an area it is necessary to evaluate the environment quality, and to allocate management efforts. The aim of this study was to survey medium and large-sized mammal species in an Atlantic Forest fragment on the periphery of Juiz de Fora City, state of Minas Gerais, southeast Brazil. Besides, the efficiency of baits in mammals' surveys was evaluated. The forest fragment is a Biological Reserve contiguous to private forest areas, with about 930 ha. Mammals were surveyed using camera-traps, diurnal line-transect sampling and casual records of footprints, feces and sighting, between April and November 2007. To assess the effect of baits, camera-traps were placed at different points for seven days with no baits and seven days with baits. Baits (banana and bacon) were placed in a closed mousetrap in front of the cameras. Twenty-two species were recorded in the fragment, including two threatened species, *Leopardus pardalis* and *Chrysocyon brachyurus*, and exotic species, including, in addition to *C. brachyurus*, domestic dog, horse, and the marmosets *Callithrix penicillata* and *C. jacchus*. Camera-traps recorded most of the species, whereas some species were recorded only by either visual encounter or track. Baits were efficient to sample more species in the sampling points than cameras with no baits. Besides, baits recorded larger number of species, and reached the same number recorded with no baits in less time. Baits were significantly efficient to attract *Didelphis aurita* and *Philander frenatus*. According to the results with no baits, *Didelphis aurita*, *Marmosops* sp., *Philander frenatus*, *Dasypus novemcinctus* and *Agouti paca* were the commonest species. Only primates and squirrels (*Sciurus aestuans*) were seen in the line-transect survey, and the commonest species were *Cebus nigritus* and *Alouatta guariba*. The mammalian fauna living in the fragment is considerable compared to other Atlantic Forest areas. Besides, the occurrence of several carnivores, cinegetic species and threatened species underline the conservation value of the area.

1. INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitat, relacionadas às atividades humanas, são as principais ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil (Costa *et al.*, 2005). Em geral, as espécies mais sensíveis à fragmentação são aquelas que possuem dietas especializadas, requerem grandes áreas para sobreviver e/ou ocorrem em baixas densidades, como os predadores de topo e os grandes frugívoros (Chiarello, 1999; 2000a; Crooks, 2002). Ainda, fatores importantes que contribuem para determinar a riqueza e a abundância das espécies nos fragmentos incluem não apenas a área do fragmento, como também a estrutura da vegetação, a riqueza de habitats, o grau e o tempo de isolamento, o tipo de matriz, além de fatores relacionados com interferências antrópicas, como pressão de caça, intensidade de queimadas e extração de madeira (Turner, 1996; Laurance *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2003; Michalski e Peres, 2007).

Alterações nas comunidades animais, por sua vez, levam a um desequilíbrio das relações num dado ambiente. Por exemplo, a eliminação de predadores de topo pode levar ao aumento de herbívoros, resultando em modificações importantes na diversidade de espécies vegetais, devido a alterações das taxas de predação de plantas e sementes (Terborgh *et al.*, 2001). Ainda, tem sido sugerido que a redução ou o desaparecimento de grandes predadores leva ao aumento de predadores intermediários e, conseqüentemente, a uma maior pressão sobre as populações de suas presas (Palomares *et al.*, 1995; Crooks e Soulé, 1999).

Para avaliar comunidades de médios e grandes mamíferos, diversos métodos têm sido empregados, entre os quais, armadilhas fotográficas, registros de sinais como pegadas e fezes, e censos visuais em transecções lineares (e.g. Chiarello, 2000a; Silveira *et al.*, 2003; Zapata-Ríos *et al.*, 2006). Entre as vantagens do uso de armadilhas fotográficas e registros de sinais estão a possibilidade de amostrar mamíferos de hábitos noturnos e de comportamentos crípticos, difíceis de serem amostrados por métodos visuais, além de serem métodos não invasivos (Silveira *et al.*,

2003; Alves e Andriolo, 2005; Sberk-Araújo e Chiarello, 2005). Armadilhas fotográficas, ainda, permitem uma identificação mais acurada das espécies do que o registro de sinais, e fornecem informações sobre padrões de atividade, uso do habitat e período reprodutivo (Maffei *et al.*, 2002; Silveira *et al.*, 2003). Armadilhas fotográficas e censos em transecções lineares podem ser utilizados para o cálculo de índices de abundância relativa (e.g. Carrillo *et al.*, 2000; Maffei *et al.*, 2002; Silveira *et al.*, 2003; Zapata-Ríos *et al.*, 2006), assim como densidades populacionais (e.g. Chiarello, 2000b; Maffei *et al.*, 2002; Zapata-Ríos *et al.*, 2006), os quais trazem informações sobre o estado das populações e para o seu monitoramento. Em diversos estudos com armadilhas fotográficas ou armadilhas de pegadas, iscas têm sido utilizadas como recuso para atrair animais (e.g. Santos-Filho e Silva, 2002; Pardini *et al.*, 2003; Scoss *et al.*, 2004; Alves e Andriolo, 2005), mas pouco tem sido discutido sobre a eficiência do método.

A região do município de Juiz de Fora, estado de Minas Gerais, ainda mantém dezenas de fragmentos florestais, mas poucos estudos têm sido realizados para avaliar o estado da mastofauna. Assim, o objetivo deste estudo foi o levantamento das espécies de mamíferos de médio e grande porte no maior fragmento de Mata Atlântica do município. Além disso, foi avaliado o efeito do uso de isca sobre a amostragem com armadilhas fotográficas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Coleta de dados

Os dados foram coletados através de duas armadilhas fotográficas digitais (Tigrinus[®]), transecções lineares e registros eventuais de sinais, incluindo pegadas, fezes e avistamentos.

Entre abril e novembro de 2007, as armadilhas fotográficas foram dispostas em 27 pontos distintos no interior do fragmento, nos quais permaneceram por sete ou quatorze dias consecutivos (1 dia = 24 horas). A seleção dos pontos foi aleatória, mas

eu procurei selecionar locais que facilitassem a amostragem de mamíferos de médio e grande porte, como trilhas e margens de pequenos cursos d'água, além de locais onde havia indícios de atividade recente de animais. Eu procurei selecionar pontos com distância mínima de 200 m entre si, embora dois pontos tenham distado cerca de 140 m. Armadilhas foram instaladas entre 30 e 40 cm do solo, posicionadas diagonalmente em relação às trilhas, e programadas para funcionarem continuamente (24 horas), com tempo entre fotos sucessivas ajustado em 30 segundos. As armadilhas permitiam o registro de data e hora das fotografias.

Para avaliar o efeito do uso de isca, em 19 dos 27 pontos as armadilhas permaneceram por sete dias sem isca (SI) e, posteriormente, sete dias com isca (CI). Nos casos em que armadilhas permaneceram com isca por períodos superiores, apenas os primeiros sete dias foram incluídos nas análises, e os dados obtidos após este período foram considerados somente para o levantamento de espécies. Iscas sempre consistiram de banana e bacon, colocados numa pequena armadilha amarrada a uma árvore, para evitar o consumo por parte dos animais. Não foram realizadas trocas de iscas durante os sete dias. Nos outros oito pontos, iscas não foram utilizadas e as armadilhas permaneceram por sete ou quatorze dias.

Transecções lineares foram realizadas entre maio e novembro de 2007, em 12 trilhas e estradas pré-existentes na área. As trilhas foram medidas e marcadas a intervalos de 50 m, e variaram de 250 a 2.220 m, totalizando 9,42 km, sendo 3,8 km na área da Reserva e 5,62 km na área da fazenda. As transecções foram percorridas apenas no período da manhã (6:20 – 12:00 h), e retornos pela mesma trilha não foram considerados. Sempre que possível, eu variava o início das observações entre os extremos opostos das trilhas. Eu era o único observador e caminhei a uma velocidade de 1 a 1,5 km/h, registrando indivíduos ou grupos de animais avistados. Um binóculo 8x40 foi utilizado para a identificação dos animais, quando necessário.

2.2. Análise de dados

Considerando apenas o levantamento com armadilhas fotográficas sem isca, um índice de abundância relativa percentual (taxa fotográfica) foi calculado para cada espécie e para o conjunto total de espécies. Foi assumido que todas as imagens obtidas para uma mesma espécie, num período de 24 horas, correspondiam a um registro, e o esforço de amostragem foi considerado como câmeras-dias (total de dias amostrados pelas duas armadilhas). Taxas fotográficas foram calculadas, então, dividindo-se o número de registros por câmeras-dias, e apresentadas como porcentagens.

Taxas fotográficas para cada espécie e para o conjunto total de espécies também foram calculadas para os métodos SI e CI, a fim de avaliar a eficiência de captura de cada método. O teste de Wilcoxon foi utilizado para testar a hipótese de igualdade no número de espécies registrado por cada método, considerando que, para um curto intervalo de tempo (14 dias), a mesma fauna estaria sendo amostrada num determinado ponto. O teste de Wilcoxon também foi utilizado para testar a hipótese de igualdade no número de registros das espécies em cada método, isto é, para verificar quais espécies foram atraídas pela isca. As análises foram realizadas no programa STATISTICA 7 (Statsoft, 2004).

Para as amostragens em transecções lineares, um índice de abundância relativa (taxa de encontro) foi obtido dividindo-se o número total de encontros com indivíduos ou grupos de cada espécie por 10 km.

3. RESULTADOS

3.1. Composição da comunidade de mamíferos e métodos de registro

Vinte e duas espécies de mamíferos foram registradas no fragmento PDFF (Tabela 1). Entre estas, foram registrados animais domésticos, incluindo *Canis familiaris* e *Equus caballus*, além de espécies não originárias de áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, como duas espécies de sagüis do gênero *Callithrix* e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*). O lobo-guará e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) constam na Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2003).

Para o método de armadilhas fotográficas, um total de 349 câmeras-dias, ou 8.376 horas, foi acumulado. Excluindo-se o cavalo, que só foi visto em áreas na borda da Reserva, armadilhas fotográficas permitiram o registro de 15 das 21 espécies (71,43%), sendo oito espécies (38,1%) registradas apenas por este método (Tabela 1). Marsupiais, *Dasybus novemcinctus*, *Cerdocyon thous*, *Leopardus pardalis*, *Agouti paca*, *Hydrochaeris hydrochaeris* e *Sylvilagus brasiliensis* foram sempre registrados à noite (18:00 – 05:59). O único registro de *Nasua nasua* foi obtido durante o dia (06:00 – 17:59). Já o lobo-guará e o cão doméstico foram registrados tanto durante o dia quanto à noite. Embora as armadilhas tenham sido colocadas próximas ao solo, houve o registro de *Sciurus aestuans* e *Cebus nigritus*, ambos no chão, e de um grupo de *Callithrix penicillata* atraído pela isca. Morcegos também foram freqüentemente fotografados, especialmente por armadilhas CI, mas devido à impossibilidade de identificação, esses animais não foram considerados.

Dez espécies (45,45%) foram avistadas, incluindo, principalmente, mamíferos arborícolas como os primatas, *Bradypus variegatus* e *S. aestuans*, além de *N. nasua*, *Lontra longicaudis* e *Equus caballus*. Entretanto, apenas primatas e esquilos foram avistados durante as amostragens por transecções lineares. Pegadas e fezes

permitiram o registro de três espécies cada, sendo que pegadas foram a única forma de registro para *Procyon cancrivorus* (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de mamíferos registradas, biomassa e método(s) de registro.

Ordem/Espécie	Nome comum	Biomassa (kg) ^a	Registro ^b				
			SI	CI	Vi	Fe	Pe
MARSUPIALIA							
<i>Didelphis aurita</i>	gambá	1,16	x	x			
<i>Marmosops</i> sp.	cuíca	0,58	x	x			
<i>Philander frenatus</i>	cuíca-de-quatro-olhos	0,40	x	x			
XENARTHRA							
<i>Bradypus variegatus</i>	preguiça	3,72			x		
<i>Dasyus novemcinctus</i>	tatu-galinha	3,54	x	x			
PRIMATES							
<i>Callithrix jacchus</i>	sagüi-de-tufo-branco	0,30			x		
<i>Callithrix penicillata</i>	sagüi-de-tufo-preto	0,30		x	x		
<i>Allouata guariba clamitans</i>	bugio	6,50			x	x	
<i>Cebus nigritus</i>	macaco-prego	3,44	x		x		
<i>Callicebus nigrifrons</i>	sauá	1,00			x		
CARNIVORA							
<i>Cerdocyon thous</i>	lobinho	6,00		x			
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	24,2	x	x		x	
<i>Canis familiaris</i>	cão doméstico	-	x	x			x
<i>Nasua nasua</i>	quati	3,88		x	x		x
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	10,10					x
<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	5,80			x		
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica	10,46	x	x			
PERISSODACTYLA							
<i>Equus caballus</i>	cavalo doméstico	-			x		
RODENTIA							
<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	0,34	x		x		
<i>Agouti paca</i>	paca	8,23	x	x			
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	31,50	x			x	
LAGOMORPHA							
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti	1,02		x			

^aValores de biomassa compilados de Robinson e Redford (1986) e Eisenberg e Redford (1999); ^bmétodo de registro: SI – armadilha fotográfica sem isca; CI – armadilha fotográfica com isca; Vi – visual; Fe – fezes; Pe – pegadas

3.2. Abundância das espécies

Considerando todas as amostragens SI, o esforço total foi de 203 câmeras-dias, ou 4.872 horas, e permitiu o registro de 11 espécies (52,4% de 21) e uma eficiência de captura de 25,62% ($n = 52$) (Tabela 2). Para seis das espécies, as taxas

fotográficas estiveram abaixo de 1%, e a espécie mais frequente foi *Didelphis aurita* (6,90%; $n = 14$), seguida de *Agouti paca* (4,93%, $n = 10$). Uma vez que o número de registros para espécies identificáveis por marcas naturais foi baixo, não foi possível calcular estimativas de densidade.

Tabela 2. Número total de registros (n) e taxas fotográficas (TF) para as espécies registradas por armadilhamento fotográfico sem o uso de isca.

Espécie	n	TF (%)
<i>Didelphis aurita</i>	14	6,90
<i>Marmosops</i> sp.	7	3,45
<i>Philander frenatus</i>	5	2,46
<i>Dasybus novemcinctus</i>	8	3,94
<i>Cebus nigrinus</i>	1	0,49
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	1	0,49
<i>Canis familiaris</i>	1	0,49
<i>Leopardus pardalis</i>	2	0,99
<i>Sciurus aestuans</i>	1	0,49
<i>Agouti paca</i>	10	4,93
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	2	0,99
Total	52	25,62

Um total de 102 km foi percorrido nas trilhas do fragmento. Setenta e oito encontros com mamíferos foram obtidos para as cinco espécies registradas por este método, resultando numa taxa de encontro total de 7,64 mamíferos/10 km (Tabela 3). A espécie mais comum foi *Cebus nigrinus*, seguida de *Alouatta guariba clamitans*.

Tabela 3. Número total de avistagens (n) e taxas de encontro (grupos/10 km) para as espécies registradas nas transecções lineares.

Espécie	n	Grupos/10 km
<i>Callithrix penicillata</i>	3	0,29
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	19	1,86
<i>Cebus nigrinus</i>	35	3,43
<i>Callicebus nigrifrons</i>	11	1,08
<i>Sciurus aestuans</i>	10	0,98
Total	78	7,64

3.3. Eficiência do uso de isca

O esforço total para os 19 pontos onde foi avaliado o uso de isca foi de 133 câmeras-dias, ou 3.192 horas, para cada método. Embora o quati tenha sido registrado com o uso de isca, tal registro foi obtido após os sete primeiros dias e não foi considerado nas análises. Assim, armadilhas CI permitiram o registro de 11 espécies, ao passo que apenas nove espécies foram registradas por armadilhas SI (Tabela 4). Além disso, para o método SI, 73 câmeras-dias foram necessários para amostrar nove espécies, enquanto para CI esse mesmo número havia sido amostrado após 41 câmeras-dias (Figura 1). Quando comparando o número de espécies registrado por ponto em cada método, CI foi mais eficiente, permitindo o registro de um maior número de espécies ($T = 24,5$; $p = 0,024$). O número de espécies registrado nos pontos foi, em média, $0,947 \pm 1,129$ para armadilhas SI e $1,895 \pm 1,243$ para CI.

Tabela 4. Número de registros e respectivas taxas fotográficas para as espécies registradas por armadilhamento fotográfico sem isca (SI) e com isca (CI).

Espécie	SI	TF (%)	CI	TF (%)	Total
<i>Didelphis aurita</i>	7	5,26	44	33,08	51
<i>Marmosops</i> sp.	7	5,26	4	3,01	11
<i>Philander frenatus</i>	4	3,01	21	15,79	25
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3	2,26	1	0,75	4
<i>Callithrix penicillata</i>	0	0	3	2,26	3
<i>Cerdocyon thous</i>	0	0	3	2,26	3
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	1	0,75	2	1,50	3
<i>Canis familiaris</i>	1	0,75	4	3,01	5
<i>Leopardus pardalis</i>	1	0,75	1	0,75	2
<i>Sciurus aestuans</i>	1	0,75	0	0	1
<i>Agouti paca</i>	5	3,76	1	0,75	6
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0	0	2	1,50	2
Total	30	22,56	86	64,66	116

Isca foram eficientes em atrair as espécies *D. aurita* ($T = 12$; $p = 0,006$) e *P. frenatus* ($T = 0$; $p = 0,018$). Embora o número de pontos em que as outras espécies ocorreram não tenha sido suficiente para análises confiáveis, o uso de isca parece não ter atraído a cuíca, o tatu-galinha e a paca, enquanto o sagüi (*C. penicillata*), o lobinho

e o tapiti foram registrados apenas em armadilhas CI. Considerando os registros de todas as espécies, a eficiência total de captura foi maior com isca (64,66%) do que sem isca (22,56%) (Tabela 4). Entretanto, esse resultado foi devido ao maior número de registros do gambá e da cuíca-de-quatro-olhos para armadilhas CI. Excluindo-se essas duas espécies, taxas fotográficas foram bastante similares entre os métodos (CI - 15,79% e SI - 14,29%).

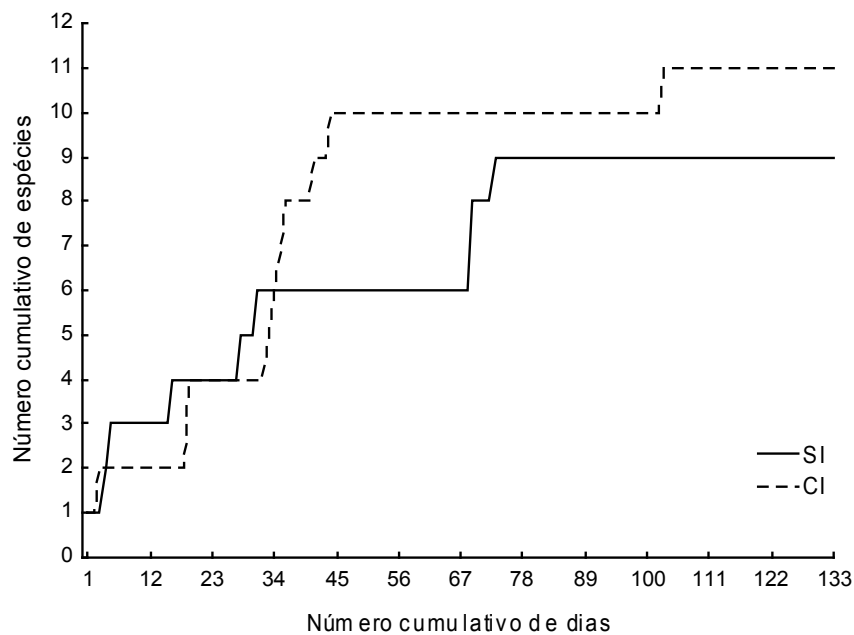


Figura 1. Curva de acumulação de espécies durante os dias de amostragem com armadilhas fotográficas para os métodos sem isca (SI) e com isca (CI).

4. DISCUSSÃO

4.1. Aplicabilidade dos métodos

Nenhum dos métodos foi efetivo em amostrar todas as espécies. No presente estudo, câmeras permitiram o registro de 71,43% das espécies (15 de 21), ou 52,4% sem o uso de isca, sendo a maioria animais noturnos e tímidos. Armadilhas fotográficas, no entanto, não são eficientes em amostrar roedores e marsupiais de pequeno porte (<1kg), bem como espécies arborícolas (Sberk-Araújo e Chiarello,

2005). Excluindo-se animais arborícolas e cuícas, e adicionando-se outras três espécies observadas na área da Fazenda da Floresta em 2006, incluindo o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), a irara (*Eira barbara*) e a onça-parda (*Puma concolor*) (Bastos Neto, 2006), armadilhas fotográficas registraram 10 de 15 espécies de mamíferos de médio e grande porte (66,67%), ou 7 (46,67%) considerando apenas amostragens SI. Assim, armadilhas fotográficas foram eficientes em amostrar grande parte da mastofauna de médio e grande porte, porém o aumento do esforço deveria aumentar ainda o número de espécies registradas por este método.

Registros visuais foram importantes, principalmente, para o registro de espécies arborícolas, sendo algumas das espécies registradas apenas por este método. Entretanto, apenas primatas e esquilos foram detectados em transecções lineares, o que sugere raridade local de outras espécies diurnas, embora o comportamento críptico das mesmas possa estar associado. Fezes e pegadas permitiram poucos registros. No caso de pegadas isso já era esperado, uma vez que armadilhas de pegadas não foram utilizadas e o interior da mata não é propício a esse tipo de amostragem, sobretudo na estação seca. Entretanto, é importante destacar que *Procyon cancrivorus* foi registrada apenas por este método. Assim, embora o método de armadilhamento fotográfico tenha sido o mais produtivo, os métodos devem ser considerados complementares e confiar em apenas um deles para levantamentos de espécies não é recomendável.

Iscas permitiram amostrar um maior número de espécies em menor tempo, sugerindo que seu uso é eficiente para levantamentos rápidos. Além disso, o método permitiu amostrar maior número de espécies por ponto. Considerando as espécies individualmente, iscas foram eficientes em atrair os marsupiais *D. aurita* e *P. frenatus*. Pardini *et al.* (2003) também observaram que o uso de banana ou bacon em parcelas de areia foi eficiente em amostrar um maior número de espécies do que parcelas com sal ou sem iscas. Os autores também obtiveram um maior número de registros para *D. aurita* em parcelas com banana, seguido de bacon, ao passo que *S. brasiliensis* só foi

registrado em parcelas com esses tipos de isca, como observado no presente estudo. Isto sugere que as iscas utilizadas são eficientes como atrativo para esta espécie. Já para outras espécies, baixas densidades podem ter sido responsáveis pelo resultado. Estudos em locais onde os animais ocorrem em maior densidade, ou um maior esforço de câmeras-dias, são necessários para verificar quais destas espécies podem ser atraídas significativamente pela isca. Além disso, outros tipos de isca devem ser testados para verificar sua eficiência em atrair outros grupos, como milho, por exemplo, utilizado por caçadores para atrair pacas.

Dependendo dos objetivos do estudo, o uso de iscas pode trazer conseqüências indesejáveis, como viciar os animais ao ponto de amostragem (Tomas e Miranda, 2003). Ainda segundo os autores, a disponibilidade de isca não deve variar ao longo do estudo quando a obtenção de índices ou estimativas de abundância é desejada. A colocação da isca numa armadilha fechada, como realizado neste estudo, deve evitar tais problemas, pelo menos parcialmente.

É importante considerar que, embora armadilhas fotográficas permitam informações detalhadas sobre as espécies, o custo envolvido é muito elevado. Neste estudo foram utilizadas duas armadilhas fotográficas sendo trocadas periodicamente de lugar. Um número bem maior deve ser necessário para aumentar as chances de detectar espécies raras e monitorar tendências. Por exemplo, apenas um registro de lobo-guará foi obtido em 203 câmeras-dias sem isca, o que não é muito promissor em um programa de monitoramento, se se utilizam poucas câmeras. Outro fator importante a ser considerado é o custo com manutenção ou a necessidade de substituição dos equipamentos ao longo do tempo. Para o monitoramento das populações, outros métodos, como armadilhas de pegadas, por exemplo, podem ser eficientes para a identificação de várias espécies e cálculos de abundância relativa, além do que o baixo custo envolvido permite amostrar mais pontos numa determinada área. Pardini *et al.* (2003), por exemplo, registraram de sete a 13 espécies de mamíferos terrestres em três fragmentos em apenas cinco dias utilizando 100 parcelas

de areia para o registro de pegadas. Assim, deve-se considerar o uso de armadilhas fotográficas quando outros objetivos estão envolvidos, como, por exemplo, estimativas de densidade populacional, ou como recurso acessório, quando é difícil distinguir espécies por meio de pegadas.

4.2. Composição da comunidade de mamíferos

Vinte espécies de mamíferos silvestres foram identificadas no fragmento PDFF. Pelo menos outras três espécies ocorrem na área, incluindo *E. barbara*, *T. tetradactyla*, e *P. concolor* (Bastos Neto, 2006). As espécies *B. variegatus*, *C. jacchus* e *S. brasiliensis*, não haviam sido registradas anteriormente. Embora diferentes levantamentos não sejam diretamente comparáveis, a fauna de mamíferos encontrada no fragmento é considerável, comparada a outros fragmentos de Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Excluindo-se espécies exóticas – animais domésticos, sagüis e lobo-guará – e pequenos mamíferos (<1 kg), com exceção de esquilos, e incluindo as espécies não registradas neste estudo, pelo menos 18 espécies ainda ocorrem na área, sendo sete carnívoros. Chiarello (1999), registrou de 13 a 33 espécies de mamíferos de médio e grande porte, incluindo de dois a 12 carnívoros, em fragmentos variando de 210 a 24.250 ha, no estado do Espírito Santo. Na Reserva Florestal Morro Grande, estado de São Paulo, uma área que sofre um processo similar de pressão da expansão urbana, porém com 10.870 ha, 15 mamíferos de médio e grande porte, incluindo cinco carnívoros, foram registrados por Negrão e Valladares-Pádua (2006).

Algumas das espécies são relativamente comuns na área, como *D. aurita*, *P. frenatus*, *Marmosops* sp., *A. paca*, *D. novemcinctus*, e os primatas *C. nigritus* e *A. guariba clamitans*. Embora buracos de tatu não tenham sido avaliados, estes são extremamente comuns, sugerindo elevada densidade desses animais. Por outro lado, a maioria das espécies parece ocorrer em densidades relativamente baixas, como *C. brachyurus*, *L. pardalis*, *H. hydrochaeris*, *Callithrix* spp., *C. nigrifrons*, *S. aestuans*, *C.*

thous, *S. brasiliensis*, *B. variegatus*, *N. nasua*, *P. cancrivorus* e *L. longicaudis*, além de *E. barbara*, *T. tetradactyla*, e *P. concolor*, as quais não foram confirmadas.

As taxas fotográficas obtidas para *D. aurita*, *A. paca* e *D. novemcinctus* foram maiores que as obtidas por Sberk-Araújo e Chiarello (2005) na Estação Biológica Santa Lúcia, no estado do Espírito Santo. Diferenças podem ainda ser maiores, considerando que aqueles autores computaram imagens de uma mesma espécie a intervalos maiores do que cinco minutos como um novo registro, enquanto eu considerei novos registros a intervalos de 24 horas. A falta de padronização dos métodos de amostragem entre estudos, portanto, dificulta comparações. Além disso, equipamentos diferentes podem ter eficiência distinta como observado por Alves e Andriolo (2005) e por Sberk-Araújo e Chiarello (2005), tornando comparações ainda menos confiáveis.

Taxas de encontro (grupos/10 km) para os primatas *C. nigrinus* e *A. guariba clamitans*, foram elevadas, comparadas a outros estudos em áreas de Mata Atlântica (Tabela 5). A elevada abundância dessas espécies deve estar relacionada com a escassez de predadores de grande porte na área. Já *C. penicillata*, *C. nigrifrons* e *S. aestuans* apresentaram baixas taxas de encontro, sugerindo que as espécies podem estar sendo mantidas em baixas densidades por competição com os primatas mais abundantes e/ou pressão de meso-predadores, como jaguatirica, lontra, irara, quati e cão doméstico, além de Falconiformes que ocorrem na área, como *Spizaetus tyrannus* e *Leptodon cayanensis* (Raphael Dutra, com. pess.). Além disso, esquilos podem ser predados por macacos-prego, como observado por Galetti (1990) na Reserva Santa Genebra, estado de São Paulo. O comportamento críptico de sauás, entretanto, sugere que sua abundância pode ser subestimada pelo método de transecção linear. Sauás foram freqüentemente ouvidos na área, mas raramente avistados.

Tabela 5. Taxas de encontro (grupos/10 km) obtidas para primatas e esquilo em áreas de Mata Atlântica.

Espécie	Grupos/ 10 km	Local	Área (km ²)	Fonte ¹
<i>Callithrix</i> sp.	1,17	Mata do Paraíso, MG	3,84	1
<i>Callithrix penicillata</i>	1,79	Faz. da Serra, SP	0,15	2
"	0,37	R.F. Morro Grande, SP	108,7	3
"	0,29	PDFF, MG	9,3	PE
<i>A. guariba clamitans</i>	0,15-0,22	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	4
"	0,25	Paranapiacaba, SP	1.000	5
"	0,57-2,19	Faz. Barreiro Rico, SP	2,4-14,5	6
"	0,25	R.F. Morro Grande, SP	108,7	3
"	1,86	PDFF, MG	9,3	PE
<i>Cebus nigritus</i>	0,6-2,47	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	4
"	2,69	Faz. da Serra, SP	0,15	2
"	0,57	Paranapiacaba, SP	1.000	5
"	3,92	Faz. São José, SP	2,3	7
"	0,58-2,28	Faz. Barreiro Rico, SP	2,4-14,5	6
"	3,43	PDFF, MG	9,3	PE
<i>Callicebus nigrifrons</i>	0,56	Faz. São José, SP	2,3	7
"	1,83	Mata da Biologia, MG	0,75	8
"	0,08-0,28	Faz. Barreiro Rico, SP	2,4-14,5	6
"	1,43	Mata do Paraíso, MG	3,84	1
"	1,08	PDFF, MG	9,3	PE
<i>Sciurus aestuans</i>	2,85-10,54	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	4
"	0,87	R.F. Morro Grande, SP	108,7	3
"	0,98	PDFF, MG	9,3	PE

¹Fonte: 1 – Santana *et al.* (no prelo); 2 – Chiarello (2000a); 3 – Negrão e Valladares-Pádua (2006); 4 – Chiarello (1999); 5 – González-Solís *et al.* (2001); 6 – Martins (2005); 7 – Bernardo e Galetti (2004); 8 – Oliveira *et al.* (2003); PE – presente estudo.

4.3. Conservação

Embora as espécies registradas no fragmento PDFF sejam de ampla distribuição e, de maneira geral, possuam hábitos generalistas (cf. Eisenberg e Redford, 1999), a ocorrência de algumas espécies indicadoras destaca o valor de conservação da área, como *A. paca*, uma espécie cinegética, e os carnívoros *L. pardalis* e *P. concolor*, ameaçados de extinção. A presença de uma espécie, entretanto, não é garantia de sua manutenção em longo prazo, sendo necessários o sucesso reprodutivo e o recrutamento de indivíduos (Saunders *et al.*, 1991). Com relação a *L. pardalis* e *P. concolor*, não é possível saber se há populações viáveis na região, mas os 930 ha do fragmento PDFF somente não garantem a manutenção

dessas espécies, devido a seus requerimentos de área. Áreas de vida foram estimadas entre 2,5 e 61 km² para *P. concolor* por Silveira (2004), e entre 2 e 11 km² para *L. pardalis* por Ludlow e Sunkuist (1987). É provável que populações ainda subsistam, visto que o fragmento encontra-se no limite da área urbana, e próximo a pequenos fragmentos, que poderiam servir como “trampolins-ecológicos” (*stepping stones*)¹. Infelizmente, nenhum estudo tem sido conduzido em qualquer dessas áreas. A ausência de sinais da ocorrência de onça-parda, entretanto, sugere que sua população na região já esteja bastante reduzida.

A ocorrência de veados, provavelmente veado-mateiro (*Mazama americana*), e porcos-do-mato (Tayassuidae) foi relatada por funcionários locais. Segundo os funcionários, cervos já não têm sido avistados atualmente, sugerindo que a espécie esteja ameaçada ou já tenha desaparecido. Já a ocorrência de porcos-do-mato é baseada em relatos antigos, sugerindo que estes animais estão extintos, provavelmente pela pressão de caça no passado. A ocorrência de caça também pode ser responsável pela ausência de cutia (*Dasyprocta* sp.) no fragmento. Redução ou desaparecimento de veados, porcos-do-mato e cutias em fragmentos com alta pressão de caça foram observados por Chiarello (1999) e Cullen Jr. *et al.* (2000). Segundo funcionários da Reserva e da Fazenda da Floresta, eventos de caça são raros atualmente, porém indícios de caça foram observados durante o estudo, em ambas as propriedades.

Outra importante ameaça é a ocorrência de espécies exóticas, incluindo animais domésticos, sagüis e o lobo-guará. Espécies exóticas estão entre as principais ameaças à biodiversidade, causando diversos impactos como predação, pastagem, introdução de doenças e parasitos, competição por recursos, além de alterações na composição das comunidades e nos processos dos ecossistemas (Mack *et al.*, 2000).

¹ Trampolins ecológicos, ou pontos de ligação, constituem pequenas áreas de habitat dispersas na matriz, que têm o efeito de aumentar a permeabilidade da matriz e, portanto, a conectividade entre fragmentos (Metzger, 1999).

Embora *C. brachyurus* seja ameaçada de extinção, sua distribuição original não inclui áreas de Mata Atlântica, ocorrendo tipicamente em habitats abertos (Dietz, 1985). Sua ocorrência na região sugere que a espécie pode se beneficiar da perda e fragmentação de habitats florestais, ampliando sua distribuição, como sugerido por Santos *et al.* (2003). Entretanto, impactos causados por *C. Brachyurus* sobre os novos ambientes não têm sido avaliados.

Cães domésticos foram registrados em cinco dos pontos amostrados, sendo três na área da Reserva e dois na área da fazenda. Na Reserva os cães foram identificados como pertencentes à fábrica da EMPAV que se encontra no interior do fragmento, e os registros fotográficos dos animais foram obtidos a distâncias variando de 150 a 550 m da fábrica. Seis cães são mantidos na fábrica, e, segundo funcionários, comumente caçam animais, como gambás e tatus. Já na área da fazenda, um mesmo casal de cães foi amostrado em dois pontos distintos, e em uma das ocasiões o casal estava acompanhado de outros dois indivíduos. A origem dos animais é desconhecida, e é provável que utilizem a área freqüentemente.

O cão doméstico pode exercer pressão sobre vertebrados nativos, e alternativamente à caça, pode ser o principal responsável pela redução ou eliminação de animais como veados e cutias. Numa Reserva urbana em Campinas, São Paulo, Galetti e Sazima (2006) observaram predação de cães sobre animais de grande porte como veado-catingueiro (*Mazama guazoubira*), paca e até mesmo os primatas macaco-prego e bugio. Outro possível problema é o conflito direto com predadores nativos. A perseguição de cães a *Leopardus* sp., por exemplo, foi observada por Negrão e Valladares-Pádua (2006). Cães poderiam, assim, ser responsáveis pela baixa ocorrência de algumas espécies como o quati e o lobinho, ou mesmo pela ausência de pequenos felinos não observados na área, como *Leopardus tigrinus*, *L. wiedii*, e *Herpailurus yagouaroundi*. Uma outra ameaça importante é a possibilidade de transmissão de doenças, sobretudo para canídeos, como o lobo-guará e o lobinho (Melo *et al.*, 2002).

Cães são, ainda, junto com cavalos, potenciais participantes na transmissão de riquetsias ao homem, incluindo a febre maculosa (Cardoso *et al.*, 2006), e seu contato com carrapatos-estrela na área pode colocar em risco a população vizinha ao fragmento. Cavalos foram registrados freqüentemente na Reserva, próximo à área urbana. Segundo informações da Polícia Ambiental, a ocorrência de cavalos é um problema comum na área, uma vez que os proprietários dos animais constantemente invadem e utilizam partes da Reserva como pastagem. A utilização de pastagem pelos animais pode alterar a estrutura da vegetação e dificultar a regeneração de áreas (Saunders *et al.*, 1991).

Os sagüis *C. penicillata* e *C. jacchus* são espécies exóticas invasoras em várias áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, mas não há histórico sobre a chegada dessas espécies à região de estudo. Funcionários da Reserva relatam a presença de sagüis desde o início de sua atuação na área, há mais de 20 anos. Sagüis introduzidos têm sido alvo de preocupação para a conservação, devido ao alto potencial de ocupação dos habitats e os possíveis impactos sobre a fauna nativa, incluindo predação e transmissão de doenças (Bicca-Marques *et al.*, 2006).

Entre os sagüis, *C. penicillata* foi mais comum. Grupos dessa espécie foram avistados na área da Reserva, tanto no interior como na borda limítrofe com a área urbana. Vocalizações de sagüis foram ouvidas somente na área da Reserva. Grupos de *C. penicillata*, entretanto, foram registrados na fazenda em 2006 (Souza, 2006). Além disso, o único registro de *C. jacchus* foi para um indivíduo observado na área da fazenda, na borda adjacente à área de pastagem. Grupos dessa espécie, entretanto, não foram confirmados. Uma hipótese para a ocorrência restrita desses animais é que, devido ao período no qual este estudo foi realizado ter sido extremamente seco, eles podem ter utilizado mais a área urbana, onde se supõe que a disponibilidade de alimento seja alta e de fácil obtenção. Outra possibilidade é que sagüis utilizem mais áreas antrópicas, como praças urbanas, e utilizem a mata principalmente como refúgio. No município de Juiz de Fora, sagüis são freqüentemente observados em

praças urbanas, onde interagem com pessoas (obs. pessoal). O aumento da urbanização nas proximidades do fragmento PDFF pode, portanto, viabilizar o aumento de sagüis pelo favorecimento de uma dieta oportunista, aliada à redução de predadores mais sensíveis, como *L. pardalis*.

Algumas medidas devem ser adotadas para a efetiva conservação de mamíferos na área. Considerando que a extensão do fragmento PDFF não deverá garantir a sobrevivência de várias das populações, é necessário avaliar a fauna de mamíferos em fragmentos vizinhos e buscar parcerias com os proprietários de terras, a fim de promover a manutenção e a conectividade de áreas. Programas de monitoramento de espécies, incluindo estudos de dinâmica e genética de populações, são necessários para avaliar periodicamente o estado de grupos específicos, especialmente espécies raras e ameaçadas, e direcionar esforços de manejo. O controle de espécies exóticas é premente. Neste caso, é necessária a participação da comunidade do entorno, para minimizar a entrada, não apenas de cães, mas também de cavalos e outras possíveis espécies, como o gato doméstico. As pessoas também devem ser orientadas a não alimentar os sagüis, uma vez que isto pode favorecer o aumento desses animais na área.

CAPÍTULO 2

ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DE MAMÍFEROS

RESUMO

Estimativas populacionais são importantes para o monitoramento e avaliação da viabilidade das populações, e, portanto, para indicar prioridades para o manejo e conservação das espécies. O método de transecções lineares com amostragem das distâncias foi utilizado para estimar densidades e tamanhos populacionais de mamíferos diurnos, num fragmento periurbano de Mata Atlântica (930 ha) no município de Juiz de Fora, estado de Minas Gerais. As estimativas foram calculadas no programa DISTANCE 5.0. Entre maio e novembro de 2007 foram percorridos 102 km, e cinco espécies foram avistadas, incluindo sagüi *Callithrix penicillata*, macaco-prego *Cebus nigrinus*, bugio *Alouatta guariba clamitans*, sauá *Callicebus personatus* e esquilo *Sciurus aestuans*. Macacos-prego e sagüis apresentaram, respectivamente, o maior e o menor número de encontros. Em geral, barulhos na vegetação foram importantes para a detecção de primatas, enquanto vocalizações foram importantes para a detecção de esquilos. As densidades para macacos-prego e bugios foram as maiores obtidas, e relativamente altas, comparadas a outras áreas de Mata Atlântica. As outras espécies apresentaram densidades relativamente baixas. Para todas as espécies, os coeficientes de variação estiveram acima de 20% e, para a maioria das espécies, um esforço substancial seria requerido para alcançar este valor, sendo o uso do método inviável para monitoramentos dessas espécies na área, exceto para o macaco-prego. Recomenda-se o uso de índices de abundância relativa para as espécies mais comuns, enquanto para espécies raras, outros métodos devem ser avaliados. Os tamanhos populacionais estimados foram extremamente baixos, sendo a estimativa mais alta para o macaco-prego, com 315 (190-521) indivíduos. Estes números sugerem que as populações não são viáveis em longo prazo. Assim, fragmentos vizinhos devem ser conectados para garantir a ocorrência de fluxos populacionais onde populações existem, e eventos de recolonização onde as populações provavelmente já existiram e foram extintas. Deve-se, ainda, controlar os sagüis, uma vez que a espécie é exótica na região.

ABSTRACT

Population estimates are important to population monitoring and assessment of population viability, and, therefore, to identify priorities of management and conservation. Line-transect surveys were conducted to estimate densities and population sizes of diurnal mammals in an Atlantic Forest fragment (930 ha) on the periphery of Juiz de Fora City, state of Minas Gerais, southeast Brazil. Estimates were calculated by means of DISTANCE 5.0 software. Between May and November 2007, 102 km were walked, and five species were recorded, including marmoset *Callithrix penicillata*, brown capuchin monkey *Cebus nigritus*, howler monkey *Alouatta guariba clamitans*, titi monkey *Callicebus personatus* and squirrel *Sciurus aestuans*. Brown capuchin monkey and marmoset presented, respectively, the highest and the lowest encounter rates. In general, noisy was important to detect primates, while vocalization was important to detect squirrels. Densities of brown capuchin and howler monkeys were the highest, and high relative to other Atlantic Forest areas. The other species presented relatively low densities. For all species, coefficients of variance were higher than 20%, and, for most species, a substantial extra sampling would be necessary to obtain this value. Therefore, the distance sampling method is impracticable for monitoring programs of these species in the area, except for brown capuchin. Relative indices of abundance are recommended for the commonest species, while for rare species other methods must be evaluated. Hypothetical population sizes were very low, and the highest estimate was obtained for brown capuchin, with 315 (190-521) individuals. These numbers suggest that long-term survivorship is unviable. Thus, neighboring fragments must be connected to guarantee population flows where populations keep living, and recolonization events where populations are extinct. Moreover, the exotic marmosets should be controlled.

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação das florestas tropicais tem levado ao desaparecimento de populações de várias espécies, ao passo que muitas das populações sobreviventes têm mantido tamanhos reduzidos e/ou permanecido isoladas nos remanescentes florestais (Saunders *et al.*, 1991; Chiarello, 1999; Laurance *et al.*, 2002; Michalski e Peres, 2007). O isolamento e a redução de populações, por sua vez, aumenta a probabilidade de extinção através dos efeitos de estocasticidade demográfica, ambiental e genética (Shaffer, 1981; Gilpin e Soulé, 1986; Burkey e Reed, 2006). Algumas espécies, por outro lado, podem ter suas densidades aumentadas em fragmentos, devido a um ou mais fatores, como plasticidade, tolerância aos habitats de borda e/ou matriz, menores necessidades de área, ausência de predadores e competição reduzida (Rylands e Keuroghlian, 1988; González-Solís *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Michalski e Peres, 2007). Isto não significa que essas espécies estejam livres do risco de extinção em pequenos fragmentos, uma vez que o tamanho das populações pode ainda não ser suficiente para garantir sua manutenção em longo prazo (Chiarello, 2000b).

Estimativas populacionais são importantes para o monitoramento (Plumptre, 2000) e avaliação da viabilidade das populações (Shaffer, 1981; Vucetich e Waite, 1998), para se entender como as espécies respondem à fragmentação de habitats (Chiarello, 2000b), e, assim, para indicar prioridades para o manejo e conservação das espécies (Tomas e Miranda, 2003). Entre os métodos que permitem estimar densidades populacionais, o método de transecções lineares com amostragem das distâncias (*sensu* Buckland *et al.*, 1993) tem sido um dos mais utilizados. Em geral, entre os mamíferos de Mata Atlântica, o método tem sido mais freqüentemente utilizado para animais arborícolas, como esquilos (e.g., Chiarello, 2000b) e, principalmente, primatas (e.g., Chiarello, 2000b; González-Solís *et al.*, 2001; Price *et al.*, 2002; Martins, 2005).

O objetivo deste estudo foi obter estimativas populacionais de mamíferos num fragmento periurbano de Mata Atlântica, através do método de transecções lineares com amostragem das distâncias. Adicionalmente, avaliou-se a aplicabilidade do método para o monitoramento das espécies no local.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Coleta de dados

Mamíferos diurnos foram amostrados pelo método de transecções lineares com amostragem das distâncias (Buckland *et al.*, 1993; Peres, 1999), em 12 trilhas e estradas pré-existentes na área. As trilhas foram medidas e marcadas a intervalos de 50 m, totalizando 9,42 km, sendo 3,8 km na área da Reserva e 5,62 km na área da fazenda. As amostragens foram realizadas entre maio e novembro de 2007, apenas durante o período da manhã (6:20 – 12:00 h). As mesmas trilhas nunca foram percorridas em dias consecutivos e, sempre que possível, eu variava o início das observações entre os extremos opostos das trilhas. Eu era o único observador e procurei caminhar a uma velocidade de 1 a 1,5 km/h, parando periodicamente por curtos intervalos de tempo (< 1 min).

Para cada animal ou grupo de animais detectado eu registrava a espécie, o número de animais e a distância perpendicular do primeiro animal avistado em relação à trilha, medida na precisão do metro com uma trena. Adicionalmente, eu registrava o estímulo responsável pela detecção, incluindo barulho, isto é, sons provocados pelos animais na vegetação, visual, e vocal. Eu sempre avistava os animais a partir da trilha, nunca saindo dela até que um animal fosse seguramente localizado, para evitar desvios nas distâncias de detecção. Um binóculo 8x40 foi utilizado para a correta identificação dos animais, quando necessário.

2.2. Análise de dados

Estimativas populacionais foram calculadas no programa DISTANCE 5.0 (Thomas *et al.*, 2006). Para o cálculo da área amostrada o programa calcula a largura efetivamente amostrada (μ) de cada lado da trilha através do ajuste de uma função de detecção $g(x)$, definida como a probabilidade de detectar um objeto a uma distância x da trilha. Assume-se que todos os objetos diretamente sobre a trilha são detectados, ou seja, que $g(0)=1$, e que a probabilidade de detecção diminui com o aumento da distância. A largura efetivamente amostrada é definida como a distância para a qual o número de animais não amostrados entre zero e μ equivale ao número de animais amostrados acima de μ (Buckland *et al.*, 1993). Vários modelos são testados e aquele que apresenta o melhor ajuste aos dados obtidos é utilizado para o cálculo de μ . A estimativa de densidade é então calculada pela equação:

$$D = n/(2\mu L)$$

onde n é o número de objetos avistados e L é o comprimento total percorrido.

Quando o número de amostras obtido para cada espécie encontra-se abaixo de 40 avistagens, mínimo recomendado para um bom ajuste da função de detecção (Buckland *et al.*, 1993), é possível combinar as espécies a fim de calcular uma única função de detecção. A estimativa de densidade, então, é obtida para cada espécie, a partir da função de detecção ajustada. Para verificar se as espécies poderiam ser combinadas, a análise de variância (ANOVA) foi utilizada para testar se as distâncias de detecção diferiram significativamente entre as espécies. Adicionalmente, o teste de Kolmogorov-Smirnov para duas amostras foi utilizado para testar se as distribuições das distâncias diferiram significativamente entre pares de espécies.

Quatro modelos de ajuste da função de detecção foram testados (meio-normal/hermite, uniforme/polinomial, uniforme/co-seno e hazard-rate/co-seno), e o critério de informação de Akaike (CIA) foi utilizado para a escolha do melhor modelo. Eu verifiquei se os tamanhos de grupo avistados eram dependentes das distâncias, através da opção de regressão do logaritmo natural do tamanho de grupo $[\ln(s)]$ contra

a probabilidade de detecção estimada $[g(x)]$, no programa DISTANCE. Esta opção calcula a densidade de animais utilizando uma estimativa do tamanho de grupo esperado $[E(s)]$, caso a regressão seja significativa ($\alpha = 0,15$), ou o tamanho médio de grupos, caso a regressão não seja significativa, ou seja, na ausência de tendências.

Estimativas de densidade foram calculadas para os grupos, e a densidade de indivíduos de cada espécie foi calculada como o produto do tamanho de grupo selecionado na regressão pela densidade de grupos. Abundâncias populacionais hipotéticas foram estimadas multiplicando-se as densidades pela área do fragmento.

Índices de abundância relativa foram obtidos calculando-se o número de indivíduos ou grupos de cada espécie visualizados por 10 km, obtendo-se assim uma taxa de encontro por distância percorrida. A fim de avaliar se as taxas de encontro diferiam entre a área da Reserva e a área da Fazenda da Floresta, como consequência de possíveis diferenças na intensidade de perturbação e proteção, taxas de encontro para cada espécie foram calculadas para cada trilha e o teste de Mann-Whitney foi utilizado para testar diferenças entre áreas.

Para avaliar a aplicabilidade do método no monitoramento das populações estudadas, eu estimei o comprimento (L) necessário a ser percorrido, a fim de obter uma estimativa de densidade para cada espécie com menor coeficiente de variação (cv), dependendo do resultado obtido, através da equação (Buckland *et al.*, 1993):

$$L = L_0 \{cv(D)\}^2 / \{cv_t(D)\}^2$$

onde L_0 é o comprimento percorrido no estudo, $cv(D)$ é o coeficiente de variação da estimativa de densidade obtido, e $cv_t(D)$ é o coeficiente de variação desejado. O número esperado de detecções (n) para L foi obtido pela equação:

$$n = (L \cdot n_0) / L_0$$

onde n_0 é o número de detecções obtido no estudo.

As análises estatísticas foram realizadas no programa STATISTICA 7 (Statsoft, 2004).

3. RESULTADOS

Um total de 102 km foi percorrido no fragmento PDFF, incluindo 41,58 km (40,76%) na área da Reserva e 60,42 km (59,24%) na área da Fazenda da Floresta. Tal esforço resultou em 78 avistagens de mamíferos, incluindo apenas espécies arborícolas, sendo quatro primatas (*Callithrix penicillata*, *Alouatta guariba clamitans*, *Cebus nigritus* e *Callicebus nigrifrons*) e um roedor (*Sciurus aestuans*) (Tabela 1). Taxas de encontro variaram grandemente entre espécies, com *C. nigritus* e *C. penicillata* apresentando, respectivamente, o mais alto e o mais baixo número de avistagens. Para todas as espécies, indivíduos foram observados tanto sozinhos como em grupo. O barulho provocado pelos animais na vegetação foi o estímulo mais importante para a detecção de primatas, enquanto vocalizações foram mais importantes na detecção de esquilos (Tabela 2).

Tabela 1. Número de avistagens (*n*), taxa de encontro e tamanho de grupo observado para as espécies registradas por transecção linear.

Espécie	Nome comum	<i>n</i>	Taxa de encontro (grupos/10 km)	Tamanho de grupo (média ± dp)
<i>C. penicillata</i>	sagüi-de-tufo-preto	3	0,294	1-7 (3,00 ± 3,46)
<i>A. g. clamitans</i>	bugio	19	1,862	1-6 (2,84 ± 1,61)
<i>C. nigritus</i>	macaco-prego	35	3,431	1-8 (3,11 ± 1,83)
<i>C. nigrifrons</i>	sauá	11	1,078	1-3 (1,78 ± 0,78)
<i>S. aestuans</i>	esquilo	10	0,980	1-4 (1,60 ± 0,96)

Tabela 2. Número de detecções por tipo de estímulo para as espécies registradas por transecção linear. Porcentagens entre parênteses.

Estímulo	<i>C. penicillata</i>	<i>A. g. clamitans</i>	<i>C. nigritus</i>	<i>C. nigrifrons</i>	<i>S. aestuans</i>
Barulho	2 (66,67)	13 (68,42)	27 (77,14)	9 (81,82)	2 (20)
Visual	0	4 (21,05)	3 (8,57)	1 (9,09)	1 (10)
Vocal	1 (33,33)	2 (10,53)	5 (14,29)	1 (9,09)	7 (70)

As taxas de encontro não diferiram significativamente entre as áreas da Reserva e da fazenda para bugios ($U = 13$; $p = 0,435$) e sauás ($U = 11,5$; $p = 0,298$), mas foram significativamente maiores para macacos-prego na área da fazenda ($U = 0$; $p = 0,004$). Esquilos foram avistados apenas nas transecções realizadas na área da

fazenda, embora tenham sido avistados ocasionalmente na área da Reserva. Já as avistagens de sagüis ocorreram exclusivamente na área da Reserva, além de vocalizações e avistagens ocasionais, tanto no interior da mata quanto na borda adjacente à área urbana. Vocalizações de sagüis nunca foram ouvidas na área da fazenda, embora um indivíduo de *Callithrix jacchus* tenha sido visto na borda desta área. Vocalizações simultâneas de diferentes grupos de sauás permitiram detectar a presença de pelo menos quatro grupos na área da fazenda e três na área da Reserva.

As distâncias de detecção não diferiram entre as espécies ($F_{4,73} = 1,53$; $p = 0,202$). As distribuições das distâncias também não diferiram significativamente entre a maioria das espécies (Kolmogorov-Smirnov; $p > 0,1$), exceto para o par sauá e esquilo ($D = 0,709$; $p < 0,025$). As distâncias perpendiculares para esquilos estiveram mais concentradas próximo à trilha do que para os primatas (Figura 1). Entretanto, de acordo com os resultados globais do teste, todas as espécies foram agrupadas na análise.

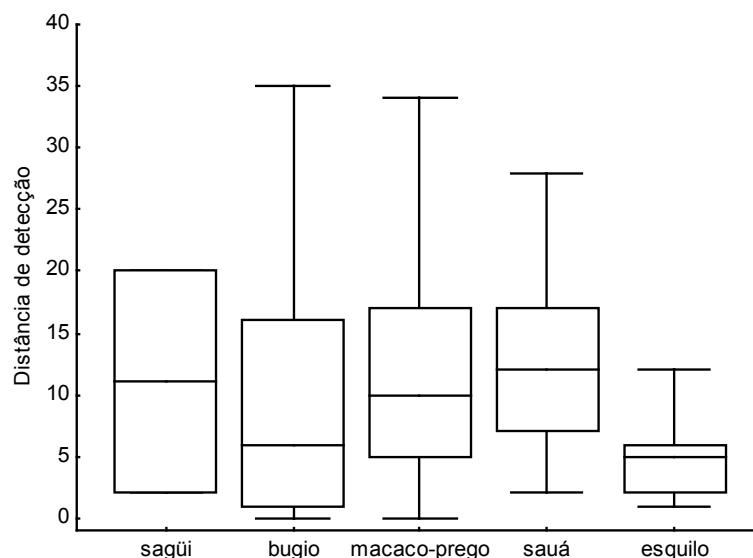


Figura 1. Distribuição dos valores de distância de detecção para as espécies registradas nas transecções. O retângulo representa valores do segundo e terceiro quartis. A linha interna é a mediana. As barras representam os valores mínimo e máximo da distribuição.

O modelo que melhor se ajustou aos dados foi o estimador uniforme com ajuste de co-seno (CIA = 520,39), e a largura efetivamente amostrada foi de 15,779 m (erro padrão = 1,693; CV = 10,73%; IC 95% = 12,75-19,52) (Figura 2).

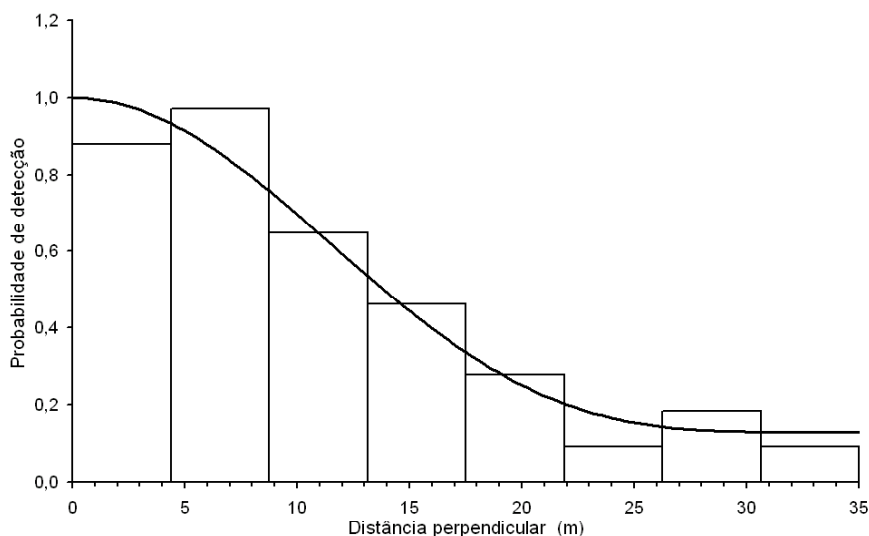


Figura 2. Distribuição de frequência de grupos avistados a diferentes distâncias da transecção. As barras são as avistagens obtidas. A curva representa a probabilidade de detecção de acordo com modelo uniforme com ajuste de co-seno ($\chi^2 = 2,02$; gl = 5; $p = 0,8463$).

Para nenhuma das espécies houve relação entre tamanho de grupo e distância de detecção ($p > 0,15$) e, portanto, as estimativas de densidade de indivíduos foram calculadas a partir do tamanho médio de grupo. As estimativas de densidade de grupo, densidade de indivíduos e tamanho hipotético das populações são apresentadas na tabela 3.

O esforço requerido, medido em km, para se obter um coeficiente de variação de 0,20, máximo recomendado por Buckland *et al.* (1993), ou 0,25, e o respectivo número esperado de detecções para cada espécie são apresentados na tabela 4.

Tabela 3. Estimativas médias de densidade de grupos (D_s), densidade de indivíduos (D) e tamanho populacional hipotético (N) para cada espécie, e respectivos intervalos de confiança (IC) e coeficientes de variação (CV).

Espécie	D_s (km^{-2}) (IC 95%)	CV D_s (%)	D (km^{-2}) (IC 95%)	CV D (%)	N (IC 95%)
<i>C. penicillata</i>	0,93 (0,33-2,60)	49,94	2,80 (0,41-18,90)	83,30	26 (4-176)
<i>A. guariba clamitans</i>	5,90 (2,65-13,1)	38,38	16,78 (7,34-38,35)	40,51	156 (68-357)
<i>C. nigrinus</i>	10,87 (6,78-17,42)	22,72	33,86 (20,47-56,00)	24,79	315 (190-521)
<i>C. nigrifrons</i>	3,42 (1,80-6,46)	30,44	5,90 (3,00-11,64)	33,39	55 (28-108)
<i>S. aestuans</i>	3,10 (1,17-8,23)	47,19	4,97 (1,80-13,75)	50,91	46 (17-128)

Tabela 4. Esforço necessário (L) para a obtenção de estimativas de densidade com coeficiente de variação (CV) de 0,25 e 0,20, e respectivo número de registros esperado (n) para cada espécie.

Espécie	CV 25%		CV 20%	
	L (km)	n	L (km)	n
<i>C. penicillata</i>	1132	33	1769	52
<i>A. guariba clamitans</i>	268	50	418	78
<i>C. nigrinus*</i>	-	-	157	54
<i>C. nigrifrons</i>	182	20	284	31
<i>S. aestuans</i>	423	41	661	65

*CV obtido menor que 25%.

4. DISCUSSÃO

4.1. Detectabilidade das espécies

O comportamento dos animais interfere na sua detectabilidade, isto é, na probabilidade do animal ser visualizado (NRC, 1981). Em geral, animais mais silenciosos e crípticos têm menos chances de serem detectados do que espécies mais ativas, principalmente se a presença do observador não interfere no seu comportamento (Whitesides *et al.*, 1988; Chiarello, 2000b; Fashing e Cords, 2000). Detectabilidades opostas têm sido observadas para espécies dos gêneros *Cebus* e *Alouatta*. Enquanto o último passa longos períodos do dia descansando, *Cebus* é mais ativo e mais provável de ser detectado (Eisenberg e Thorington, 1973; Defler e Pintor, 1985; Rylands e Keuroghlian, 1988).

No presente estudo, primatas foram detectados principalmente por barulhos, exceto para sagüis, cujo tamanho amostral não permitiu inferências. No caso de macacos-prego, barulhos na vegetação, e, em alguns casos, vocalizações, geralmente indicaram a presença da espécie antes da aproximação do observador. Para bugios por outro lado, um maior número de detecções seria esperado através de visualização, considerando o comportamento dos animais. Isto de fato foi observado em outros estudos (e.g. Oliveira, 2004; Souza, 2006). Assim, bugios podem ter passado despercebidos em algumas ocasiões, sobretudo, quando mais distantes da trilha. Entretanto, são as distâncias mais próximas da trilha as mais críticas para a estimativa de densidade (Buckland *et al.*, 1993), onde é menos provável que os animais tenham sido perdidos.

Sauás apresentaram comportamento críptico, e apenas em três ocasiões os animais não fugiram logo após o contato. Funcionários locais também relataram ter visto estes animais raramente. O movimento de animais para longe da trilha em resposta ao observador tem o efeito de gerar medidas subestimadas, exceto se o local inicial dos animais é detectado antes do movimento (Buckland *et al.*, 1993). No presente estudo, os animais observados foram detectados em seu local inicial, devido ao barulho provocado. Por outro lado, embora sauás tenham sido raramente visualizados, vocalizações foram freqüentemente ouvidas próximo às trilhas. Considerando que sauás vocalizam freqüentemente pela manhã (Melo e Mendes, 2000), o baixo número de detecções pelo estímulo vocal observado neste estudo sugere que os animais evitam contatos permanecendo em silêncio com a aproximação do observador, como observado por Defler e Pintor (1985) para *Callicebus torquatus*. Melo e Mendes (2000) também observaram que indivíduos de *C. nigrifrons*, atraídos por *play-back*, permaneciam ocultos após perceberem a presença do observador.

Para esquilos, o principal estímulo de detecção foi o vocal. Esses animais, aparentemente, são de fácil detecção, uma vez que vocalizaram com a aproximação do observador, sem apresentarem grandes deslocamentos da sua posição inicial.

Embora este resultado pudesse ser um artefato de falha em detectar animais que não vocalizaram, este não parece ser o caso, uma vez que esquilos detectados por outros estímulos vocalizaram em seguida. Os poucos encontros, entretanto, não permitem uma avaliação adequada. Assim, estudos em áreas onde esses animais são mais abundantes poderiam ajudar a esclarecer este fato.

4.2. Densidades populacionais

A tabela 5 inclui estimativas de densidade obtidas a partir do método de transecções lineares, para as espécies observadas neste estudo e espécies relacionadas, em região de Mata Atlântica. Alguns estudos utilizaram nomenclaturas distintas para espécies do gênero *Cebus* no sudeste do Brasil, conforme as classificações adotadas. Segundo a distribuição apresentada por Fragaszy *et al.* (2004), para todas as localidades apresentadas na tabela 5 as espécies reportadas foram consideradas como *Cebus nigrinus*, embora possa haver variação entre *C. n. nigrinus* e *C. n. robustus*, de acordo com a região. A subespécie observada neste estudo é *C. n. nigrinus*, segundo a distribuição da espécie (Fragaszy *et al.*, 2004). Para *Callicebus* spp., de acordo com a distribuição e classificação revista por van Roosmalen *et al.* (2002), as espécies reportadas como *C. personatus* foram consideradas como *C. nigrifrons*, exceto para aqueles estudos realizados no estado do Espírito Santo. Para as outras espécies a nomenclatura utilizada é apropriada.

Diferenças encontradas entre estudos são de difícil avaliação, podendo ser devidas a uma série de fatores locais não mutuamente exclusivos, incluindo intensidade de predação, competição e pressão de caça, disponibilidade de recursos, histórico de degradação das áreas, tamanho das áreas, distância de outros fragmentos e matriz circundante. Contudo, de maneira geral, as estimativas obtidas neste estudo estiveram dentro dos limites reportados por outros autores.

Tabela 5. Densidades de indivíduos (D) estimadas para primatas e esquilo em áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil.

Espécie	D (km ⁻²)	Local	Área (km ²)	Fonte ¹
<i>Callithrix geoffroy</i>	2,62-37,82	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	1
"	2,6-37,8	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	2
"	14,4-16,8	R.F. Linhares, ES	0,47-0,82	3
<i>Callithrix</i> sp.	7,45	Mata do Paraíso, MG	3,84	4
<i>Callithrix jacchus</i> / <i>Callithrix penicillata</i>	7-45	Silva Jardim, RJ	0,095-2,65	5
<i>Callithrix penicillata</i>	23	Mata Grande, MG	0,7	6
"	110,29	Ilha de Anchieta, SP	6,15	7
"	2,8	PDFF, MG	9,3	PE
<i>A. guariba clamitans</i>	0,79	Paranapiacaba, SP	1.000	8
"	0,96-1,36	Norte do Espírito Santo	2,6-218	2
"	8,9	P.E. Ilha do Cardoso, SP	111	9
"	8,32-34,61	Faz. Barreiro Rico, SP	2,4-14,5	10
"	16,78	PDFF, MG	9,3	PE
<i>Cebus nigritus</i>	6,25-25,76	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	1
"	5,9-24,3	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	2
"	5,31	Paranapiacaba, SP	1000	8
"	22,0-26,4	R.F. Linhares, ES	0,47-0,82	3
"	24,5	Faz. São José, SP	2,3	11
"	15,34-47,92	Faz. Barreiro Rico, SP	2,4-14,5	10
"	4,2	Ilha de Anchieta, SP	6,15	7
"	33,86	PDFF, MG	9,3	PE
<i>Callicebus personatus</i>	1,26-10,23	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	1
"	1,4-9,5	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	2
"	12,3-12,6	R.F. Linhares, ES	0,47-0,82	3
<i>Callicebus nigrifrons</i>	14,86	Mata da Biologia, MG	0,75	12
"	3,5	Faz. São José, SP	2,3	11
"	87	Mata Grande, MG	0,7	6
"	4,51	Mata do Paraíso, MG	3,84	4
"	5,9	PDFF, MG	9,3	PE
<i>Sciurus aestuans</i>	9,33-43,99	Norte do Espírito Santo	2,1-242,5	1
"	4,97	PDFF, MG	9,3	PE

¹Fonte: 1 – Chiarello (2000b); 2 – Chiarello e Melo (2001); 3 – Price *et al.* (2002); 4 – Santana *et al.* (no prelo); 5 – Morais Jr. (2005); 6 – Oliveira (2004); 7 – Bovendorp e Galetti (2007); 8 – González-Solís *et al.* (2001); 9 – Bernardo (2004); 10 – Martins (2005); 11 – Bernardo e Galetti (2004); 12 – Oliveira *et al.* (2003); PE – presente estudo.

O macaco-prego apresentou a maior estimativa de densidade, seguido do bugio. Ambas as estimativas podem ser consideradas relativamente altas em comparação a outros estudos. Em geral, as densidades desses animais tendem a ser maiores em fragmentos menores, sobretudo devido à redução ou ausência de grandes predadores e competidores mais sensíveis, e à plasticidade das espécies (González-

Solís *et al.*, 2001). Pressão de caça, entretanto, pode reduzir significativamente ou mesmo eliminar essas espécies em pequenos fragmentos como observado por Pereira *et al.* (1995). O efeito da pressão de caça sobre bugios também foi observado por Chiarello e Melo (2001), os quais observaram uma baixa densidade para a espécie num fragmento de 260 ha. Não é provável que essas espécies sofram pressão de caça na área, o que, junto com a escassez de grandes predadores, pode ser responsável pelas elevadas densidades desses animais. Macacos-prego, entretanto, podem ter sido superestimados. A espécie possui áreas de vida relativamente grandes e, devido à proximidade de algumas trilhas, freqüentemente um mesmo grupo pode ter sido avistado em trilhas diferentes. O mesmo não deve ter ocorrido com bugios, uma vez que a espécie possui requerimentos de área relativamente pequenos. Áreas de vida foram estimadas em 56 ha para um grupo de *Cebus nigrinus* por Ludwig *et al.* (2005), e em 5 e 6 ha para grupos de *A. guariba clamitans* por Aguiar *et al.* (2003), num fragmento florestal de 170 ha no norte do estado do Paraná.

A densidade de sauás estimada neste estudo esteve entre as menores obtidas para o gênero em áreas de Mata Atlântica, mas ainda foi maior do que aquelas obtidas por Chiarello (2000b) e Chiarello e Melo (2001) para um fragmento de 260 ha, por Bernardo e Galetti (2004) para um fragmento de 230 ha, e por Santana *et al.* (no prelo) para um fragmento de 384,5 ha.

Sagüis e esquilos, de maneira geral, apresentaram baixas densidades em comparação a outros estudos. A densidade de indivíduos estimada para o esquilo esteve abaixo das obtidas por Chiarello (2000b) para seis fragmentos variando de 210 a 24.250 ha. As baixas densidades dessas espécies podem estar relacionadas com a pressão de meso-predadores e/ou competição com os primatas mais abundantes, no caso de sagüis. Não há evidências de aumento de meso-predadores no fragmento PDFF, mas várias espécies ocorrem na área, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), a lontra (*Lontra longicaudis*), o quati (*Nasua nasua*), a irara (*Eira barbara*) e cães domésticos (veja capítulo 1), além de aves como *Spizaetus tyrannus* e *Leptodon*

cayanensis (Raphael Dutra, com. pess.). Esquilos, ainda, podem ser predados por macacos-prego, conforme documentado por Galetti (1990). De fato, sagüis e esquilos parecem aumentar significativamente na ausência de predadores. Na ilha Anchieta, litoral do estado de São Paulo, onde não ocorrem predadores, a população de sagüis foi estimada em 110,29 indiv./km² (Bovendorp e Galetti, 2007). Em um fragmento florestal de 10,7 ha no município de Rio Novo, Minas Gerais, onde o único carnívoro confirmado foi *N. nasua*, Melo *et al.* (2002) capturaram 46 esquilos em apenas 11 dias com 10 armadilhas/dia, sugerindo elevada densidade da espécie.

4.3. Perspectivas para o monitoramento de espécies

A habilidade de um programa de monitoramento em detectar variações na população depende da acurácia e da precisão da estimativa. O nível de precisão necessário para o manejo efetivo de uma população irá depender, sobretudo, do tamanho da população e da taxa de reprodução da espécie. Quanto menor a população e a taxa reprodutiva, mais críticas deverão ser as pequenas variações de tamanho para a sua manutenção (Gilpin e Soulé, 1986). A maior limitação do método de transecção linear com amostragem das distâncias é que um número substancial de avistagens é requerido para permitir estimativas acuradas e precisas. Buckland *et al.* (1993), recomendam um mínimo de 40 a 80 avistagens para o cálculo de estimativas confiáveis, embora 20 avistagens possam ser suficientes, dependendo da distribuição dos dados (S. Buckland In Peres, 1999).

As estimativas obtidas para as espécies neste estudo, em geral, apresentaram amplos intervalos de confiança. Ainda que o aumento do tamanho da amostra aumente a precisão da estimativa (Varman, 1995; Plumptre, 2000; Seddon *et al.*, 2003), a partir de um determinado ponto, amostras adicionais não reduzem significativamente a variabilidade (NRC, 1981). Um esforço substancial seria requerido para reduzir o coeficiente de variação (CV), outra medida de precisão, para 20%, ou mesmo para 25%, para a maioria das espécies observadas. Exceção foi para o

macaco-prego, cujo CV para a estimativa de densidade foi de 24,79%, e um esforço adicional de 55 km reduziria o CV para 20%. Um aumento de 80 km poderia também reduzir para 25% o CV da estimativa de densidade do sauá, enquanto para as outras espécies o esforço deve ser mais do que dobrado. Se o objetivo é monitorar mudanças nas populações, entretanto, esses valores têm poucas chances de detectar pequenas variações, em pesquisas sucessivas (Varman *et al.*, 1995; Plumptre, 2000; Seddon *et al.*, 2003; Gurnell *et al.*, 2004). Plumptre (2000) recomenda um mínimo de 100 avistagens em transecções lineares para o monitoramento de populações, sendo o método pouco recomendado para espécies raras. Obter tal amostra é impraticável para a maioria das espécies no fragmento PDFF.

A principal limitação em aumentar o esforço é o aumento do tempo requerido e, portanto, das chances de ocorrerem eventos demográficos nas populações em estudo (Seddon *et al.*, 2003). Tal limitação pode ser minimizada, pelo menos para o macaco-prego, realizando-se transecções de manhã e novamente à tarde. Isto reduziria o tempo da pesquisa pela metade e praticamente não aumentaria os custos envolvidos. No caso de espécies que requerem amplos comprimentos para a obtenção de estimativas confiáveis, entretanto, outros métodos poderiam ser mais indicados, como emissões de *play-back* para atrair e contar os animais, como utilizado por Melo e Mendes (2000) para sauás e por Morais Jr. (2005) para sagüis, e técnicas de captura-recaptura, como utilizado por Gurnell *et al.* (2004) para esquilos e por Morais Jr. (2005) e Ruiz-Miranda *et al.* (2006) para sagüis.

Alguns autores têm sugerido o uso de índices de abundância relativa para monitoramentos (Carrillo *et al.*, 2000; Gurnell *et al.*, 2004). Segundo Carrillo *et al.*, (2000), índices deveriam ser utilizados para espécies raras, e estimativas de densidade baseadas em transecções lineares apenas para as espécies mais comuns. De acordo com os resultados obtidos no fragmento PDFF, sugere-se que, para objetivos de monitoramento, índices de abundância relativa sejam utilizados para avaliar tendências das populações ao longo do tempo. O monitoramento dos animais

através de índices poderia indicar, ainda, quando a obtenção de estimativas de densidade baseadas em transecções lineares seria viável, o que deveria ocorrer caso as taxas de encontro aumentassem para valores favoráveis à obtenção de estimativas mais precisas. Para espécies mais raras como *C. penicillata*, entretanto, taxas de encontro devem ser pouco úteis. Deve-se avaliar, assim, a viabilidade de outros métodos, levando-se em conta os custos e o tempo necessários para a obtenção de resultados precisos e acurados.

4.4. Conservação

De acordo com os resultados obtidos, dois importantes desafios para a conservação devem ser destacados: a ocorrência de espécies exóticas de primatas e a viabilidade das pequenas populações das espécies nativas no fragmento PDFF.

Os sagüis *C. penicillata* e *C. jacchus* são espécies exóticas invasoras nas áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, e são extremamente oportunistas, possuindo alto potencial de ocupação dos habitats em condições favoráveis. Uma população de cinco indivíduos de *C. penicillata* introduzida na ilha Anchieta, litoral do estado de São Paulo, por exemplo, aumentou para uma população estimada em 721,62 indivíduos após 22 anos, provavelmente devido à ausência de predadores (Bovendorp e Galetti, 2007). No litoral nordestino, embora *C. jacchus* esteja desaparecendo de manchas de Mata Atlântica, a espécie ainda é comum em pequenas manchas, localizadas próximas a áreas urbanas, onde a presença de espécies arbóreas exóticas provê alimento adicional (Mendes Pontes *et al.*, 2007). No município de Juiz de Fora, sagüis são freqüentemente observados em áreas urbanizadas, onde interagem com pessoas (obs. pessoal).

Entre os possíveis impactos causados por esses animais, estão predação de espécies nativas e transmissão de doenças (Bicca-Marques *et al.*, 2006). Assim, embora sagüis ocorram em baixas densidades, medidas devem ser tomadas antes que a população aumente significativamente, dificultando seu controle. Contudo, antes

de propor a retirada dos animais é preciso monitorar a população e seu contato com outras áreas nas proximidades, para avaliar a possibilidade de novas imigrações, de modo que recursos não sejam desperdiçados. O monitoramento desses animais também é uma oportunidade para avaliar as tendências da população na área em curto e médio prazos, bem como o estudo do impacto local causado por eles. Neste caso, o método de capturas seria recomendado por possibilitar estimativas precisas, além da avaliação de zoonoses.

Primatas dos gêneros *Cebus*, *Alouatta* e *Callicebus*, e esquilos *Sciurus aestuans* têm sido comumente encontrados em pequenos fragmentos, apresentando relativo sucesso, em geral, devido a fatores como alta plasticidade, hábitos alimentares, e/ou requerimentos de área reduzidos (cf. Rylands e Keuroghlian, 1988; Chiarello, 2000b; Heiduck, 2002; Aguiar *et al.*, 2003; Ludwig *et al.*, 2005; Miranda, 2005; referências na tabela 5). A sobrevivência desses animais em pequenos fragmentos, no entanto, não garante que suas populações sejam viáveis em longo prazo. Embora o tamanho populacional mínimo viável seja um assunto bastante controverso, de maneira geral, quanto menor a população, maior o risco de extinção associado à estocasticidade demográfica, ambiental e genética (Gilpin e Soulé, 1986). Reed *et al.* (2003) estimaram que, para vertebrados em geral, pelo menos 7.000 indivíduos sexualmente maduros seriam necessários para assegurar que uma população tenha 99% de chance de persistir por 40 gerações. Lande (1995) propôs que o tamanho efetivo de uma população deve ser de 5.000 indivíduos para assegurar níveis normais de variância genética adaptativa sob um balanço entre mutações e deriva genética.

Os tamanhos populacionais hipotéticos estimados neste estudo estão bem abaixo do mínimo para garantir a manutenção das espécies em longo prazo. Além disso, as populações foram estimadas considerando que os animais ocupam toda a extensão da floresta, o que não deve ser uma realidade, já que as populações de uma espécie são geralmente distribuídas em manchas, em função da disponibilidade de

recursos e condições que favoreçam a sobrevivência (Begon *et al.*, 2006). Outro fator importante diz respeito à auto-regulação das populações. Taxas reprodutivas de bugios, por exemplo, parecem reduzir quando estes animais ocorrem em altas densidades, sugerindo forte dependência da densidade (Terborgh *et al.*, 2001). Isto teria o efeito de reduzir ainda mais o tamanho efetivo da população.

É de fundamental importância avaliar se existem outras populações habitando fragmentos próximos, bem como suas densidades e o grau de conectividade entre essas e aquelas do fragmento PDFF. Sugere-se, ainda, a criação de corredores ecológicos entre fragmentos vizinhos, quando possível, independente da ocorrência destas espécies, uma vez que o aumento da conectividade pode permitir a ocorrência de fluxos populacionais onde populações existem, e eventos de recolonização onde as populações provavelmente já existiram e foram extintas.

DISCUSSÃO GERAL

O processo de degradação e fragmentação da Mata Atlântica na região de Juiz de Fora resultou na formação de dezenas de fragmentos florestais, com tamanhos aproximados de 2 a 150 ha. Os maiores remanescentes são a Área de Proteção Ambiental (APA) do Krambeck, com 369 ha, e o fragmento formado pela Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta e áreas particulares contíguas (PDFF), com 930 ha. Poucos estudos de fauna foram realizados nestes fragmentos, e para o fragmento PDFF, apenas um inventário de borboletas (Ithomiinae) foi publicado (Costa, 2002).

Apesar das pressões antrópicas às quais está submetido o fragmento PDFF, uma considerável fauna de mamíferos de médio e grande porte ainda pode ser encontrada na área. Destaca-se a ocorrência de espécies ameaçadas de extinção, como a jaguatirica (*L. pardalis*) e a onça parda (*P. concolor*), além de espécies cinegéticas como a paca (*A. paca*) e o tatu-galinha (*D. novemcinctus*). Ainda, aves cinegéticas como o inhambu (*Crypturellus* sp.) e o jacu (*Penelope obscura*), foram freqüentemente observadas.

Para várias das espécies, entretanto, os 930 ha do fragmento PDFF não deverão garantir a sobrevivência de suas populações em longo prazo, sobretudo para espécies que requerem grandes áreas para sobreviver e ocorrem em baixas densidades. Todavia, como afirmam Vieira *et al.* (2003), fragmentos florestais devem ser vistos no contexto da paisagem, como possibilidade para a conexão de populações. O fragmento PDFF apresenta oportunidades para a conservação, uma vez que está inserido nos limites da área urbana, onde existem outros fragmentos menores, podendo servir como “trampolins ecológicos”. É importante avaliar a fauna de mamíferos nestes fragmentos, bem como o grau de conectividade entre as populações. Sugere-se, ainda, o estabelecimento de corredores ecológicos, quando possível, a fim de aumentar o fluxo de espécies, promover a recolonização de áreas e

reduzir os riscos de endogamia para espécies raras. Corredores são benéficos para algumas espécies, facilitando o movimento entre fragmentos ou servindo como habitats para indivíduos (Rosenberg *et al.*, 1997; Hess e Fischer, 2001). Entretanto, segundo estes autores, o planejamento e a função que se pretende para o corredor, devem ser considerados para garantir sua eficácia. Por exemplo, a largura e a estrutura vegetativa do corredor são importantes características para a atração de animais (referências em Metzger, 1999).

Considerando que apenas 277 ha de área encontram-se protegidos legalmente, o futuro das áreas vizinhas e, conseqüentemente, das espécies é incerto, sobretudo, devido à especulação imobiliária. Atualmente, áreas verdes da cidade têm sido reduzidas para a criação de condomínios residenciais “ecológicos”, que utilizam os fragmentos como imagem publicitária. Recentemente, a construção de um desses condomínios foi proposta para as proximidades do fragmento PDFF, porém a obra foi embargada.

Segundo as diretrizes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC; Brasil, Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000), artigo 5º, inciso XIII, deve-se buscar “proteger grandes áreas por meio de um conjunto integrado de unidades de conservação de diferentes categorias, próximas ou contíguas, e suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos...”. Sugere-se, assim, a criação de uma Área de Proteção Ambiental (APA) que abranja não só a Fazenda da Floresta, bem como outras propriedades. De acordo com o artigo 15 do SNUC, a APA “é uma área em geral extensa, com um certo grau de ocupação humana [...], e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais”, permitindo a conciliação de áreas públicas e privadas. A criação de uma APA na região poderia garantir a manutenção dos remanescentes, sem a necessidade de desapropriação e deslocamento de populações humanas, e facilitaria a implementação de corredores ecológicos.

Para a efetiva conservação das espécies é importante estabelecer programas de monitoramento, os quais podem orientar práticas de manejo. Para o monitoramento de mamíferos terrestres, pode-se utilizar índices de abundância relativa obtidos a partir de armadilhas fotográficas. Dependendo dos recursos financeiros envolvidos, entretanto, outros métodos podem ser utilizados, como o monitoramento de índices obtidos a partir de armadilhas de pegadas. Neste caso, armadilhas fotográficas podem ser úteis, ainda, como recurso acessório para a identificação de espécies difíceis de identificar por meio de pegadas. Para o monitoramento de mamíferos arborícolas, recomenda-se o uso de índices de abundância obtidos em transecções lineares, mais do que estimativas de densidade, devido ao esforço requerido para obter estimativas precisas. Ainda, levantamentos de grupos de primatas podem ser realizados por meio de *play-back*, sobretudo para espécies mais raras e/ou difíceis de visualizar. Também é necessário o controle e o monitoramento de espécies exóticas, incluindo os sagüis e os animais domésticos.

Funcionários da Reserva relataram a ocorrência de atropelamentos de animais na via limítrofe ao fragmento. Embora neste estudo não tenha sido avaliada a taxa de atropelamentos, sua ocorrência é preocupante, uma vez que a existência de um fragmento de aproximadamente 50 ha isolado oposto à via deve estimular o fluxo de animais. A fim de minimizar este impacto, é necessária a instalação de redutores de velocidade ao longo da via. Uma solução mais eficaz é a desativação total desta, considerando que, devido à sua localização, seu acesso não é indispensável para o fluxo de veículos na cidade. Ainda, a recuperação da área possibilitaria anexar à Reserva o fragmento isolado, aumentando a área florestal contígua.

Além dos sinais de caça observados, a área tem sido invadida por pessoas da região para atividades recreativas como nadar, pescar e caminhar, e para extração de lenha. Partes da Reserva, encontram-se totalmente desprotegidas, sobretudo no limite com a fazenda. Apenas dois funcionários fazem a vigilância e não percorrem toda a área, o que facilita a entrada de pessoas. Com o objetivo de evitar invasões, em

2007 o órgão gestor cercou parte da unidade, junto à área urbana, com uma tela de arame. Tal medida, além de não garantir a cessação das invasões, interfere no fluxo de espécies, uma vez que as aberturas para animais mantidas na tela são muito pequenas para permitirem a passagem de animais de médio e grande porte. Além disso, parte da tela foi roubada. Assim, de modo a garantir a vigilância efetiva da área, é necessário o aumento do número e qualificação de funcionários. Grande parte dos problemas, entretanto, está relacionada à falta de informação e participação das pessoas locais, incluindo a ocorrência de invasões e de animais domésticos. Portanto, é preciso promover a educação e a participação das pessoas.

Por fim, deve ser contida a urbanização do entorno da Reserva com a proibição de novas construções urbanas e o estabelecimento da zona de amortecimento, amenizando a transição entre a floresta e as áreas de elevada densidade populacional. Medidas prioritárias são a retirada da fábrica de artefatos de concreto, do horto florestal e do campo de futebol dos limites da Reserva, e a respectiva recuperação das áreas, bem como a recuperação das áreas onde funcionavam a saibreira e a pedreira.

O objetivo deste estudo foi contribuir para o conhecimento do *status* da mastofauna de médio e grande porte do fragmento PDFF e, assim, auxiliar as ações de manejo e conservação na área. Um próximo passo é o uso adequado dessas informações pelos órgãos responsáveis e sociedade em geral, a fim de combinar a conservação da natureza com o planejamento urbano. Embora não existam soluções fáceis diante do desafio de promover a conservação numa paisagem urbana, algumas medidas, se tomadas a tempo, podem minimizar os impactos existentes e prevenir novos.

CONCLUSÕES

- Uma riqueza considerável de mamíferos de médio e grande porte ocorre na área, incluindo espécies ameaçadas de extinção como *Leopardus pardalis* e *Puma concolor*, além de espécies cinegéticas, como *Agouti paca* e *Dasyus novemcinctus*. Entretanto, a ocorrência de espécies exóticas indica perturbações na área.
- Os métodos foram considerados complementares. Armadilhas fotográficas são úteis para o registro de espécies de hábitos noturnos e/ou comportamentos crípticos, enquanto para outras espécies outros métodos são necessários, como censos diurnos.
- O uso de banana e bacon como isca é eficiente para levantamentos rápidos, permitindo amostrar espécies em menor tempo, e um maior número de espécies por ponto de amostragem. Considerando as espécies, iscas são eficientes em atrair *Didelphis aurita* e *Philander frenatus*.
- *Didelphis aurita*, *Philander frenatus*, *Marmosops* sp., *Dasyus novemcinctus*, *Cebus nigritus*, *Alouatta guariba clamitans* e *Agouti paca* foram consideradas comuns na área.
- *Cebus nigritus* e *Alouatta guariba* apresentam elevadas densidades na área, enquanto *Callithrix penicillata* e *Sciurus aestuans* ocorrem em baixas densidades.
- Os tamanhos populacionais estimados para esquilo e primatas no fragmento, não garantem a manutenção de suas populações em longo prazo.
- Para o monitoramento de mamíferos no fragmento, o uso de índices de abundância é mais adequado do que estimativas populacionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, L. M., REIS, N. R., LUDWIG, G., ROCHA, V. J., 2003, "Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do estado do Paraná". *Neotropical Primates*, v. 11, n. 2, pp. 78-86.

ALVES, L. C. P. S., ANDRIOLO, A., 2005, "Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ". *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 7, n. 2, pp. 231-246.

BASTOS, W. L., 1976, *Na sombra das aroeiras*. Juiz de Fora, Edições Paraibuna, 185 p.

BASTOS NETO, O. J., 2006, *Levantamento dos mamíferos de médio e grande porte da Fazenda Floresta, Juiz de Fora, MG*. Monografia de conclusão de curso, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG, Brasil.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L., 2006, *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4 ed. Malden, Blackwell Publishing, 738 p.

BERNARDO, C. S. S., 2004, *Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil*. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brasil.

BERNARDO, C. S. S., GALETTI, M., 2004, "Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil". *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 21, n. 4, pp. 827-832.

BICCA-MARQUES, J. C., SILVA, V. M., GOMES, D. F. "Ordem Primates". pp.101-148. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. (Eds.). *Mamíferos do Brasil*. Londrina, 2006, 437 p.

BOVENDORP, R. S., GALETTI, M., 2007, "Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. *Biological invasions*, v. 9, pp. 353-357.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm>. Acesso em: 13 dez. 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 2003, *Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/>>. Acesso em: 11 dez. 2007.

BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J. L., 1993, *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. London, Chapman and Hall, 446 p.

BURKEY, T. V., REED, D. H., 2006, "The effects of habitat fragmentation on extinction risk: mechanisms and synthesis". *Songklanakar Journal of Science and Technology*, v. 28, pp. 9-37.

CÂMARA, I. G., 2005, "Breve histórico da conservação da Mata Atlântica". pp. 31-42. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I. G. (Eds.), *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e*

perspectivas. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte, Conservação Internacional, 472 p.

CARDOSO, L. D., FREITAS, R. N., MAFRA, C. L., et al., 2006, "Caracterização de *Rickettsia* spp. circulante em foco silencioso de febre maculosa brasileira no município de Caratinga, Minas Gerais, Brasil". *Cadernos de Saúde Pública*, v. 22, n. 3, pp. 495-501.

CARRILLO, E., WONG, G., CUARÓN, A. D., 2000, "Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions". *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, pp. 1580-1591.

CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS, 2007, *Anuário estatístico de Juiz de Fora*. Juiz de Fora, Universidade Federal de Juiz de Fora. Disponível em: <<http://www.pjf.mg.gov.br/cidade/anuario2007/anuario%20layout/anuarioindex.htm>> Acesso em: 25 fev. 2008.

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

_____, 2000a, "Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture". *Revista Brasileira de Biologia*, v. 60, n. 2, pp. 237-247.

_____, 2000b, "Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest". *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, pp. 1649-1657.

CHIARELO, A. G., MELO, F. R., 2001, "Primate population densities and sizes in Atlantic Forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil". *International Journal of Primatology*, v. 22, n. 3, pp. 379-396.

CI (CONSERVATION INTERNATIONAL) DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG, 2000, *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília, MMA; SBF, 40 p.

COSTA, F. A. P. L., 2002, "Borboletas Ithomiinae (Lepidoptera, Nymphalidae) da Reserva Biológica do Poço D'Anta (Juiz de Fora, MG)". *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 4, pp. 143-149.

COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L., DITCHFIELD, A. D., 2005, "Mammal Conservation in Brazil". *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, pp. 672-679.

CROOKS, K. R., 2002, "Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation". *Conservation Biology*, v. 16, n. 2, pp. 488-502.

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

CULLEN Jr., L., BODMER, R. E., VALLADARES-PÁDUA, C., 2000, "Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil". *Biological Conservation*, v. 95, pp. 49-56.

DEAN, W., 1996, *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo, Companhia das Letras, 484 p.

- DEFLER, T. R., PINTOR, D., 1985, "Censusing primates by transect in a forest of known primate density". *International Journal of Primatology*, v.6, n. 3, pp. 243-259.
- DIETZ, J. M., 1985, "*Chrysocyon brachyurus*". *Mammalian Species*, v. 234, pp. 1-4.
- DRUMMOND, G. M., MARTINS, C. S., MACHADO, A. B. M., SEBATO, F. A., ANTONINI, Y., 2005, *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. 2. ed. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, 222 p.
- EISENBERG, J. F., REDFORD, K. H., 1999, *Mammals of the neotropics: the central neotropics*, v. 3: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Chicago, University of Chicago Press, 609 p.
- EISENBERG, J. F., THORINGTON, R. W., Jr., 1973, "A Preliminary Analysis of a Neotropical Mammal Fauna". *Biotropica*, v. 5, n. 3, pp. 150-161.
- FASHING, P. J., CORDS, M., 2000, "Diurnal primate densities and biomass in the Kakamega Forest: an evaluation of census methods and a comparison with other forests". *American Journal of Primatology*, v. 50, pp. 139-152.
- FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A., PAGLIA, A., MITTERMEIER, R. A., 2005, "Atlantic Forest". pp. 84-88. In: Mittermeier, R. A., Gil, P. R., Hoffmann, M.; Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J., Fonseca, G. A. B. (Eds.), *Hotspots Revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Mexico City, CEMEX, 392 p.
- FRAGASZY, D. M., VISALBERGHI, E., FEDIGAN, L. M., 2004, *The complete capuchin: the biology of the genus Cebus*. Cambridge, Cambridge University Press, 356 p.
- GALETTI, M. 1990, "Predation on the squirrel, *Sciurus aestuans* by capuchin monkeys, *Cebus apella*". *Mammalia*, v. 54, pp. 152-154.
- GALETTI, M., SAZIMA, I., 2006, "Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil". *Natureza & Conservação*, v. 4, pp. 58-63.
- GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I. G., 2005, "Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese". pp. 3-11. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I. G. (Eds.), *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte, Conservação Internacional, 472 p.
- GILPIN, M. E., SOULÉ, M. E., 1986, "Minimum viable populations: processes of species extinction". pp. 19-34. In: Soulé, M. E. (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Sinauer Associates, 584 p.
- GONZÁLES-SOLÍS, J., GUIX, J. C., MATEOS, E., LLORENS, L., 2001, "Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Forest". *Biodiversity and Conservation*, v. 10, pp. 1267-1282.
- GURNELL, J., LURZ, P. W. W., SHIRLEY, M. D. F., CARTMEL, S., GARSON, P. J., MAGRIS, L., STEELE, J., 2004, "Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* and grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain". *Mammal Review*, v. 34, pp. 51-74.
- HEIDUCK, S., 2002, "The use of disturbed and undisturbed forest by masked titi monkeys *Callicebus personatus melanochir* is proportional to food availability". *Oryx*, v. 36, n.2, pp. 133-139.

HESS, G. R., FISCHER, R. A., 2001, "Communicating clearly about conservation corridors". *Landscape and Urban Planning*, v. 55, pp. 195-208.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA), 2001, *Censo demográfico 2000*. Rio de Janeiro, IBGE.

JUIZ DE FORA (Município). Decreto nº 2.794, de 21 de setembro de 1982. Cria a Reserva Biológica Municipal do Poço D'Anta. Disponível em: <http://www.jflegis.pjf.mg.gov.br/c_norma.php?chave=0000008871>. Acesso em: 12 dez. 2007.

LANDE, R., 1995, "Mutation and conservation". *Conservation Biology*, v. 9, n. 4, pp.782-791.

LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., VASCONCELOS, H. L., et al., 2002, "Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation". *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, pp. 605-618.

LUDLOW, M. E., SUNQUIST, M. E., 1987, "Ecology and behavior of ocelots in Venezuela". *National Geographic Research*, v. 3, pp. 447-461.

LUDWIG, G., AGUIAR, L. M., ROCHA, V. J., 2005, "Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do estado do Paraná". *Neotropical Primates*, v. 13, n. 3, pp. 12-18.

MACK, R. N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., EVANS, H. CLOUT, M., BAZZAZ, F., 2000, "Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control". *Issues in Ecology*, n. 5, 20 p.

MAFFEI, L., CUÉLLAR, E., NOSS, A. J., 2002, "Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono chaco-chiquitanía". *Revista Boliviana de Ecología e Conservación Ambiental*, v. 11, pp. 55-65.

MARTINS, M. M., 2005, "Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil". *Biodiversity and Conservation*, v. 14, pp. 2321-2329.

MELO, C. B., LEITE, R. C., LEITE, F. S. C., LEITE, R. C., 2002, "Serological surveillance on South American wild canids for *Neospora caninum*". *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v. 54, n. 4. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-09352002000400018&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 16 dez. 2007.

MELO, F. R., MENDES, S. L., 2000, "Emissão de gritos longos por grupos de *Callicebus nigrifrons* e suas reações a *playbacks*". Pp. 215-222. In: Alonso, C., Langguth, A. (Eds.), *A primatologia no Brasil*, v. 7. João Pessoa, SBPr/UFPB, 360 p.

MELO, F. R., PAULA, T. A. R., PONTES, J. L., LIMA, F. S., 2002, *Acompanhamento das atividades de desmatamento: mastofauna*. In: Aeroporto Regional da Zona da Mata: relatório referente à execução do Plano de Controle Ambiental (PCA). Belo Horizonte, Feindt Consultoria Ambiental. Relatório Técnico não publicado.

MENDES PONTES, A. R., NORMANDE, I. C., FERNANDES, A. C. A., RIBEIRO, P. F. R., SOARES, M. L., 2007, "Fragmentation causes rarity in common marmosets in the Atlantic forest of northeastern Brazil". *Biodiversity and Conservation*, v. 16, n. 4, pp. 1175-1182.

- METZGER, J. P., 1999, "Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica". *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 71, n. 3-1, pp. 445-462.
- MICHALSKI, F., PERES, C., 2007, "Disturbance-Mediated Mammal persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments". *Conservation Biology*, v. 21, n. 6, pp. 1626-1640.
- MIRANDA, J. M. D., 2005, "Dieta de *Sciurus ingrami* Thomas (Rodentia, Sciuridae) em um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil". *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, pp. 1141-1145.
- MORAIS Jr., M. M., 2005, *Metodologias de amostragem de populações: aplicação e comparação em populações de mico-leão-dourado (Leontopithecus rosalia, Linnaeus, 1766) e sagüis (Callithrix spp., Erxbelen, 1777) na bacia do Rio São João*. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J., 2000, "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature*, v. 403, pp. 853-858.
- NEGRÃO, M. F. F., VALLADARES-PÁDUA, C., 2006, "Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo". *Biotá Neotropical*, v. 6, n. 2. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00506022006>>. Acesso em: 27 mar. 2007.
- NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL U.S.), 1981, *Techniques for the study of primate population ecology*. Washington, National Academy Press, 223 p.
- OLIVEIRA, M. R., 1994, *Juiz de Fora: vivendo a história*. Juiz de Fora, Universidade Federal de Juiz de Fora, v. 1000. 97 p.
- OLIVEIRA, E. G. R., 2004, *Levantamento de mamíferos de médio e grande porte e estimativa de tamanho populacional de duas espécies de primatas no Parque Estadual do Ibitipoca, MG*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- OLIVEIRA, R. C. R., COELHO, A. S., MELO, F. R., 2003, "Estimativa de densidade e tamanho populacional de sauá (*Callicebus nigrifrons*) em um fragmento de mata em regeneração, Viçosa, Minas Gerais, Brasil". *Neotropical Primates*, v. 11, n. 2, pp. 91-94.
- PALOMARES, F., GAONA, P., FERRERAS, P., DELIBES, M., 1995, "Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses and rabbits". *Conservation Biology*, v. 9, n. 2, pp. 295-305.
- PARDINI, R., DITT, E. H., CULLEN Jr., L., BASSI, C., RUDRAN, R., 2003, "Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte". pp. 181-201. In: CULLEN Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. (Org.), *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 665 p.
- PEREIRA, R. F., GONÇALVES, A., M., MELO, R. F., FEIO, R. N., 1995, "Primates from the vicinity of Viçosa, Minas Gerais, Brazil". *Neotropical Primates*, v. 3, n. 4, pp.171-173.

- PERES, C. A., 1999, "General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates". *Neotropical Primates*, v. 7, p. 11-16.
- PLUMPTRE, A. J., 2000, "Monitoring populations with line transect techniques in Africa forests". *Journal of Applied Ecology*, v. 37, pp. 356-368.
- PRICE, E. C., PIEDADE, H. M., WORMELL, D., 2002, "Population densities of primates in a Brazilian Atlantic Forest". *Folia Primatologica*, v. 73, pp. 54-56.
- REED, D. H., O'GRADY, J. J., BROOK, B. W., BALLOU, J. D., FRANKHAM, R., 2003, "Estimates of minimum population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates". *Biological Conservation*, v. 113, pp. 23-24.
- ROBINSON, J. G., REDFORD, K. H., 1986, "Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals". *The American Naturalist*, v. 128, n. 5, pp. 665-680.
- ROSENBERG, D. K., NOON, B. R., MESLOW, E. C., 1997, "Biological corridors: form, function, and efficacy". *Bioscience*, v. 47, n. 10, pp. 677-687.
- RUIZ-MIRANDA, C. R., AFFONSO, A. G., MORAIS, M. M., VERONA, C. E., MARTINS, A., BECK, B., 2006, "Behavioral and ecological interactions between introduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp. Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments". *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 49, pp. 99-109.
- RYLANDS, A. B.; KEUROGHLIAN, A., 1988, "Primate populations in continuous forest and forest fragments in Central Amazonia". *Acta Amazonica*, v. 18, n. 3-4, p. 291-307.
- SANTANA, B. E. M. M., ROCHA, E. C., MELO, F. R., GIUDICE, G. M. L., (no prelo), "Diversidade, tamanho populacional e abundância dos primatas em um fragmento de Floresta Atlântica em Minas Gerais, Brasil". *Revista Árvore*.
- SANTOS-FILHO, M., SILVA, M. N. F., 2002, "Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas". *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 4, n. 1, pp. 57-73.
- SANTOS, E. F., SETZ, E. Z. F., GOBBI, N., 2003, "Diet of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and its role in seed dispersal on a cattle ranch in Brazil". *Journal of Zoology (London)*, v. 260, pp. 203-208.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J., MARGULES, C. R., 1991, "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review". *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, pp. 18-32.
- SCOSS, L. M., DE MARCO Jr., P., SILVA, E., MARTINS, S. V., 2004, "Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos". *Revista Árvore*, v. 28, n. 1, pp.121-127.
- SEDDON, P. J., ISMAIL, K., SHOBRAK, M., OSTROWSKI, S., MAGIN, C., 2003, "A comparison of derived population estimate, mark-resighting and distance sampling methods to determine the population size of a desert ungulate, the Arabian oryx". *Oryx*, v. 37, n. 3, pp. 286-294.
- SHAFFER, M. L., 1981, "Minimum population sizes for species conservation". *BioScience*, v. 31, n. 2, pp. 131-134.

- SILVEIRA, L., 2004, *Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (Panthera onca) e onça-parda (Puma concolor), no Cerrado e Pantanal*. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.
- SILVEIRA, L., JÁCOMO, A. T. A., DINIZ-FILHO, J. A. F., 2003, "Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation". *Biological Conservation*, v. 114, pp. 351-355.
- SOUZA, D. P., 2006, *Estimativa da abundância das populações de primatas na Fazenda Floresta, Juiz de Fora, MG*. Monografia de conclusão de curso, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG, Brasil.
- SRBEK-ARAUJO, A. C., CHIARELLO, A. G., 2005, "Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil". *Journal of Tropical Ecology*, v. 21, pp. 121-125.
- STATSOFT, 2004, *Statistica: data analysis software system*. Version 7. Tulsa, Statsoft, Inc.
- TAVARES, G. M. (Org.), 2006, *Atlas social – Juiz de Fora: diagnóstico*. Juiz de Fora, Prefeitura de Juiz de Fora, 294 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., 2001, "Ecological meltdown in predator-free forest fragments". *Science*, v. 294, pp.1923-1926.
- THOMAS, L., LAAKE, J. L., STRINDBERG, S., et al., 2006, *Distance 5.0*. Release 2. St. Andrews, Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews. Disponível em: <<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>>.
- TOMAS, W. M., MIRANDA, G. H. B., 2003, "Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais". pp. 243-267. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Org.), *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 665 p.
- TURNER, I. M., 1996, "Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence". *The Journal of Applied Ecology*, v. 33, n. 2, pp.200-209.
- van ROOSMALEN, M. G. M., van ROOSMALEN, T., MITTERMEIER, R. A., 2002, "A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennasi*, from Brazilian Amazonia". *Neotropical Primates*, v. 10 (Suppl.), pp. 1-52.
- VARMAN, K. S., SUKUMAR, R., 1995, "The line transect method for estimating densities of large mammals in a tropical deciduous forest: an evaluation of models and field experiments". *Journal of Biosciences*, v. 20, n. 2, pp. 273-287.
- VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R., LIMA, J. C. A., 1991, *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE, 124 p.
- VIEIRA, M. V., FARIA, D. M., FERNANDEZ, F. A. S., et al., 2003, "Mamíferos". pp. 125-151. In: Rambaldi, D. M., Oliveira, D. A. S. (Org.), *Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília, MMA; SBF, 510 p.

VUCETICH, J. A., WAITE, T. A., 1998, "Number of Censuses Required for Demographic Estimation of Effective Population Size". *Conservation Biology*, v. 12, n. 5, pp. 1023-1030.

WHITESIDES, G. H., OATES, J. F., GREEN, S. M., KLUBERDANZ, R. P., 1988, "Estimating primate densities from transects in a West African rain forest: a comparison of techniques". *Journal of Animal Ecology*, v. 57, n. 2, pp. 345-367.

YOUNG, C. E. F., 2005, "Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira". pp. 102-118. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I. G. (Eds.), *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte, Conservação Internacional, 472 p.

ZAPATA-RÍOS, G., ARAGUILLIN, E., JORGENSON, J. P., 2006, "Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana". *Mastozoología Neotropical*, v. 13, n. 2, pp. 227-238.

APÊNDICE – FOTOS



Leopardus pardalis



Cerdocyon thous



Nasua nasua



Sylvilagus brasiliensis



Agouti paca



Hydrochaeris hydrochaeris



Dasypus novemcinctus



Sciurus aestuans



Didelphis aurita



Philander frenatus



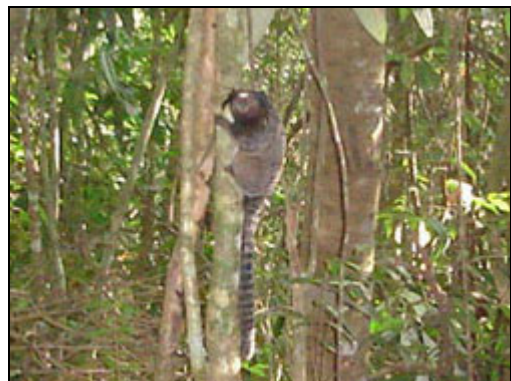
Marmosops sp.



Cebus nigrinus



Chrysocyon brachyurus



Callithrix penicillata



Equus caballus



Canis familiaris