Thiago Philipe de Camargo e Timo
Biólogo

Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São Paulo

Orientador:
Prof. Dr. **LUCIANO MARTINS VERDADE**

Tese apresentada para obtenção de título de Doutor em Ecologia Aplicada

Piracicaba
2009

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

Timo, Thiago Philipe de Camargo e
Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São Paulo / Thiago Philipe de Camargo e Timo. - - Piracicaba, 2009.
111p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2009.
Bibliografia.

1. Ecossistemas florestais 2. Eucalipto 3. Mamíferos - Distribuição I. Título

CDD 639.979
T585m

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

A minha mãe Maria Jarinda de Camargo e Timo, minha tia e madrinha Aparecida Iara de Camargo, a Maria Antônia Denardi Moretti e Silvana Aparecida Moretti. Vocês fizeram este trabalho possível.

A meu pai Edison Carlos Timo (*In memoriam*), meu tio Luciano Timo (*In memoriam*) e meu tio Luiz Alberto Timo (pai presente).

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPQ, IPEF e EUCATEX pelo financiamento do projeto e pelos proventos.
Agradeço ao Prof. Dr. Luciano Martins Verdade pelo acesso a mais experiência e conhecimento e, pelas orientações acadêmica e profissional dadas com excelência.
Agradeço ao Prof. Dr. Carlos Alberto Vettorazzi pela confiança e ajuda. Ainda, pelas agradáveis conversas.
Agradeço aos professores: Drª. Maria Victória Ramos Ballester e Dr. Gerd Spavorek pelo apoio instrumental.
Agradeço à Prof.ª Dr.ª Clarice Demétrio pela contribuição nas análises.
Agradeço aos colegas Dr.ª Carla Gheler-Costa, Dr.ª Maria Carolina Lyra-Jorge e M.Sc. Gustavo Bettini pelas discussões, apoio em campo e bibliografias cedidas com tanta gentileza e atenção.
Aos colegas Dr. Anré Toledo, André Luiz Couto Assunção, M.Sc. Mariana Ragassi Urbano, Jefferson Lordello Polizel e Dr.ª Roberta de Oliveira Averna Valente pelo apoio instrumental e análises.
Á amiga M.Sc. Renata Santos Momoli pela classificação em mapa dos solos das áreas de estudo.
A M.Sc. Girlei Costa da Cunha, M.Sc. Eduardo Gusson e Karen Leyton pelas informações de alta qualidade sobre as áreas de estudo.
Ao PPGI-EA, em especial a Regina Celis Cofani Teles de Freitas e Mara Casarin pelo ótimo trabalho institucional.
Á equipe de Meio Ambiente da EUCATEX, especialmente a Maria Lúcia Dário e Mariana Ruiz Maranhão.
Á equipe de apoio da Eucatex, em especial, a Roberto Soares, Mauro Strombeck e Osmar Rodrigues Tavares. Eficientes e muito bem humorados em qualquer terreno e condição climática.
Ao amigo e companheiro, de campo e de escritório, M.Sc. Júlio César Costa pelas muitas e agradáveis horas de estradas, matas e eucaliptais.
Aos colegas que me auxiliaram em campo: Adriane Calaboni, Carolina Esteves e Edson Giriboni Junior e, especialmente à amiga Paula Sanches Martins.
A William Pereira Leite da EASYCOMP de Angatuba, por gentilmente ceder espaço para as primeiras análises deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO.....9
ABSTRACT.....11
1 CONTEXTO HISTÓRICO, GEOGRÁFICO E ECOLÓGICO
1.1 Breve história das transformações na Paisagem das Bacias do Alto Paranapanema, Rio Sorocaba e Médio Tietê.....13
1.2 Eucalipto no Brasil.....18
1.3 Mamíferos em Agroecossistemas.....19
Referências.....22
COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM FUNÇÃO DA GEOMETRIA DA PAISAGEM EM ÁREAS DE CULTIVO DE EUCALIPTO
Resumo.....28
Abstract.....28
2.1 Introdução.....29
2.2 Material e Métodos.....33
2.2.1 Áreas de Estudo.....33
2.2.2 Métodos de Coleta de Dados.....34
2.2.3 Delineamento Amostral.....37
2.2.4 Paisagem.....38
2.2.5 Análise Estatística.....44
2.3 Resultados.....45
2.4 Discussão.....59
Referências.....68
Anexos 79
EFEITO DA IDADE DO PLANTIO DE EUCALIPTO NO PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS DE CULTURA DE EUCALIPTO
Resumo.....81
Abstract.....81
3.1 Introdução.....82
3.2 Material e Métodos.....83
3.2.1 Área de Estudo.....83
3.2.2 Método de Coleta de Dados.....84
3.2.3 Análise Estatística.....87
3.3 Resultados.....87
3.4 Discussão.....94
Referências 104

RESUMO

Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São Paulo

A região compreendida entre os trechos alto do rio Paranapanema, médio do rio Tietê e o rio Sorocaba possui longo histórico de influência humana na paisagem. Esta influência intensificou-se nos dois últimos séculos com a passagem de estradas de ferro e a construção de hidroelétricas, entre outras modificações que implicaram em alterações do uso da terra. Uma das mudanças significativas foi a chegada e expansão rápida da silvicultura de eucalipto. A estrutura desta vegetação cultivada e seu ciclo produtivo têm influência sobre as comunidades vegetais e animais nativas. Neste estudo foi avaliada a influência da conformação geométrica da paisagem e da idade de plantio de áreas de silvicultura de eucalipto sobre padrões de distribuição e abundância de mamíferos de médio e grande porte. Foi possível demonstrar que herbívoros são favorecidos por áreas extensas de vegetação nativa com geometria simples, enquanto onívoros se beneficiam da ausência de grandes predadores e da geometria convoluta da vegetação nativa em áreas onde a matriz de eucalipto domina a paisagem. Onde o eucalipto é a feição dominante da paisagem agrícola, estas espécies utilizam o interior dos talhões em fase intermediária de cultivo, quando existe sub-bosque que ofereça abrigo e recursos alimentares. Tais observações reforçam a importância da manutenção de Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal em paisagens agrícolas, assim como questionam o conservadorismo na aplicação da legislação que leva ao embargo do corte de eucaliptais com sub-bosque, diminuindo o valor de conservação desta cultura sobre a fauna de médios e grandes mamíferos nativos.
Palavras-chaves: mamíferos de médio e grande porte, padrões de distribuição e abundância, paisagem agrícola, eucalipto.

Palavras-chaves: Mamíferos de Médio e grande porte; Padrões de distribuição e abundância; Paisagem agrícola; Eucalipto

ABSTRACT

Large to medium size mammals in eucalypt plantation areas at High Pranapananema and Midle Tietê river basins, São Paulo State

The region comprehended amid the high portion of river Paranapanema, mid portion of river Tietê and the river Sorocaba, has a long history of human influence on landscape. This influence was intensified during the past two centuries through the passage of railroads and hydroelectric dam constructions along with other modifications that had implications on land use changes. One of the significant modifications was the arrival and rapid expansion of eucalypt silviculture. The structure and cycle of production of this cultivated vegetation have influence on plant and animal native communities. In this study, geometric conformity and age of planted stands in eucalypt silviculture areas were evaluated on patterns of distribution and abundance of medium to large size mammals. It was possible to demonstrate that herbivores are favored by extensive areas of native vegetation, while omnivores benefit from the absence of large predators and complex geometry of native vegetation in landscapes with dominant eucalypt matrix. Where eucalypt plantations are the commonest landscape features, these species use central areas of silviculture stands in intermediate stages of cultivation, when there is undergrowth that offers shelter and food resources. These observations reinforce the importance of Permanent Preservation Areas and Legal Reserves in agricultural landscapes, as well as they question the conservatism on application of environmental laws that leads to the legal impediment of harvest on eucalypt stands with undergrowth, decreasing conservation value of this culture for medium to large size mammals fauna.

Keywords: Medium to large size mammals; Patterns of distribution and abundance; Agricultural landscape; Eucalypt

Contexto histórico, geográfico e ecológico.

"A antítese do novo e do obsoleto,
O amor e a paz, o ódio e a carnificina,
O que o homem ama e o que o homem abomina,
Tudo convém para o homem ser completo!

O ângulo obtuso, pois, e o ângulo reto,
Uma feição humana e outra divina
São como a eximenina e a endimenina
Que servem ambas para o mesmo feto!

Eu sei tudo isto mais que o Eclesiastes!
Por justaposição destes; contrastes,
Junta-se um hemisfério a outro hemisfério,

As alegrias juntam-se as tristezas,
E o carpinteiro que fabrica as mesas
Faz também os caixões do cemitério!..."
(*Contrastes* – Augusto dos Anjos)

1.1 Breve História das transformações da Paisagem nas Bacias do Alto Paranapanema, Rio Sorocaba e Médio Tietê

A região compreendida entre a Serra do Mar e as Cuestas Arenito-Basálticas do Planalto Paulista, à margem direita do trecho alto do Rio Paranapanema, foi caracterizada pelo encontro entre savanas e florestas no final do Período Pleistoceno. Esta paisagem sofreu influência das atividades de caçadores-coletores que usaram fogo como instrumento de caça (NEVES 1984). É possível que, nesta época, os incêndios nas bordas, entre a mata e o cerrado, tenham mantido os limites entre as duas vegetações, já que a megafauna estava extinta e o clima favorecia a expansão das florestas (NEVES 1984).

Alguns milhares de anos mais tarde, esses povos adquiriram características de agricultores itinerantes, ainda que tenham restado grupos que se valiam principalmente da caça e coleta (RUTHENBERG 1971). Estes novos grupos humanos maiores e mais densos, também faziam uso de queimadas. Estas, mais restritas e controladas, não serviam à caça, mas sim limpavam a vegetação da floresta para o cultivo de plantas domesticadas e, ao mesmo tempo, liberavam nutrientes no solo para a plantação (WATTERS 1971).

Até a chegada dos europeus, em 1500 d.C., o interior do atual Estado de São Paulo foi ocupado por agricultores que utilizaram áreas de floresta e caçadores-coletores que usaram suas bordas com o cerrado (NEVES 1984). Nesse período a agricultura de coivara influenciou a dinâmica de sucessão da floresta (DEAN 2004), assim como a distribuição de espécies vegetais transplantadas e poupadas das queimadas que tinham usos diversos (remédios, entorpecentes, frutos e sementes comestíveis, palmeiras e coqueiros entre outros) (BALÉE 1988).

Os europeus se estabeleceram e concentraram-se notadamente no litoral. Sua ocupação do interior foi reduzida devido à dificuldade de vencer as barreiras impostas pelas escarpas da Serra do Mar, porém, nas regiões costeiras colonizadas (e.g., São Vicente), onde se estabeleceram plantações de cana-de-açúcar trazidas das Índias pelos colonos, a mão de obra se fez necessária. Os paulistas europeus desse tempo não podiam importar escravos africanos. Assim, organizavam-se incursões pelos “Sertões” Paulistas e além, com a finalidade de trazer nativos capturados em guerra, movimentos esses conhecidos como “monções” (SCHWARTZ 1978).

Algumas instalações rurais e povoações foram estabelecidas nas rotas destes deslocamentos, como forma de suprir com víveres os caçadores de índios. Nestas colocações praticava-se agricultura de subsistência e tímida pecuária. Ambas obedeciam aos padrões da

“coivara” e abasteciam pequenas populações de índios, mestiços e poucos europeus (colonos e Jesuítas) (DEAN 2004). Os nativos que sobreviveram às guerras e às doenças trazidas de além-mar tornaram-se arredios ou deixaram o território do atual Estado de São Paulo em fuga, ou acompanhando missionários Jesuítas em direção às regiões mais ao Sul (atuais Paraná e Santa Catarina) (DAVIDOFF 1986). Ao final do século XVII, o interior paulista e principalmente a região do encontro entre as matas e cerrados estava praticamente despovoado (DEAN 2004). No entanto, segundo Dean (2004), a eliminação dos nativos no interior paulista pode ter sido resultado apenas da contaminação por doenças trazidas pelos europeus.

Entre 1690 e 1713 estabeleceram-se minerações de ouro e algumas poucas de diamante no atual Estado de Minas Gerais e na Região Nordeste do Brasil (PINTO 1979). Neste período houve grande demanda de alimentos para as minas e povoados que delas surgiram. Fazendas de gado foram estabelecidas nas áreas de cerrado e no encontro deste com as regiões florestais no interior paulista. Para não excluir as fortificações e áreas conquistadas dos Jesuítas, situadas no Sul do novo eixo produtivo colonial, a coroa portuguesa estabeleceu que a criação de cavalos e mulas fosse monopólio desta região. O trânsito de bens e gado entre estas três áreas - Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Sul - foi o movimento hoje chamado de tropeirismo (HOLANDA 1990).

As queimadas e derrubadas de florestas para estabelecer pastos foram muito mais intensas que as “coivaras” (DEAN 2004). Os pastos esgotavam-se com rapidez, dada à baixa qualidade nutritiva das gramíneas nativas que não resistiam ao forrageamento intenso do gado, sendo então substituídas por gramíneas mais agressivas trazidas da África em época indeterminada (PARSONS 1972). O eixo entre as minas e as criações de mulas no Sul tornou-se uma rota movimentada. Surgiram e prosperaram os povoados de Sorocaba, Tatuí, Itapetininga, entre outros (HOLANDA 1990). Auguste de Saint-Hilaire visitou esta região, na primeira década do século XIX, e descreveu uma paisagem rica em capões de mata secundária entremeada de campos dominados por gramíneas africanas. Citou, também, campos nativos e cerrados com matas ciliares e grandes áreas de Floresta Mesófila nos contrafortes do Planalto Paulista (SAINT-HILAIRE 1972).

As atividades dos tropeiros geraram riquezas suficientes para os paulistas interioranos poderem dedicar-se mais intensamente ao desmatamento e à compra de escravos africanos para a lavoura de cana-de-açúcar (SÃO PAULO 2007). Grandes áreas foram destinadas a essa atividade

na região compreendida entre Sorocaba, Itu, Jundiaí e Mogi-Guaçu. Esse cultivo expande-se da região de Campinas para o Oeste do Estado de São Paulo em meados do século XVIII (SÃO PAULO 2007).

Contudo, a cana é apenas precursora do café, cultura que causou mudanças drásticas e expansão neo-européia sem precedentes à região interiorana do atual Estado de São Paulo. A cultura cafeeira alastrou-se do Vale do Paraíba e Serra da Mantiqueira em direção ao "Quadrilátero do Açúcar" e, depois de ter substituído completamente a cana-de-açúcar, alcançou o sudoeste, sudeste e oeste do estado. No século XX não se encontravam mais regiões despovoadas no Estado de São Paulo (BRIOSCHI 1999).

A população paulista que em finais do século XVII não ultrapassava os 15 mil indivíduos no ano de 1800 chegara a cerca de 170 mil habitantes (BRIOSCHI 1999). Mais tarde, entre 1888 e 1914, italianos, espanhóis e portugueses, entre outros, imigraram para o Brasil para trabalhar na lavoura do café, atraídos pela notícia de que havia terminado o período de escravidão dos negros e índios. Este contingente, que teve as passagens subsidiadas pelo governo brasileiro, somava mais de um milhão de pessoas (DEAN 2004).

O avanço da cultura cafeeira para o interior do estado foi catalisado pela possibilidade de transporte rápido e massivo das estradas de ferro. Capital estrangeiro, principalmente inglês, e posteriormente aplicações da própria aristocracia cafeeira, proporcionaram avanço rápido da rede ferroviária (MATTOON 1977) e, consequentemente, uma grande demanda por madeira para combustível e dormentes (DEAN 2004). Grandes extensões de matas e cerrados foram derrubados com ambas finalidades (DEAN 2004).

Dado à crescente demanda por madeira e carvão, a Companhia Paulista de Estradas de Ferro, antevendo a escassez de matéria-prima nativa, já bem depauperada, contratou o Engenheiro Agrônomo Edmundo Navarro de Andrade (SAMPAIO 1957). Este testou árvores nativas e exóticas de crescimento rápido e, por fim, fixou-se no eucalipto. Em 1911 foi nomeado diretor do Serviço Florestal Botânico (atual Instituto Florestal). Em sua gestão foram criados numerosos hortos e reservas plantados com estas espécies oriundas da Oceania (SAMPAIO 1949). Porém, os reflorestamentos com eucalipto foram insuficientes para suprir a demanda por madeira e carvão da rede ferroviária. Esta insuficiência recaiu sobre as florestas nativas remanescentes. Ainda as populações crescentes dos centros urbanos, em pleno desenvolvimento, demandavam madeira para combustível, movelaria e construção civil e as fundições de ferro

necessitavam de grande quantidade desta, de preferência madeiras encontradas em florestas primárias (com cernes de maior densidade) (DEAN 2004).

Na primeira metade do século XX a exportação cafeeira passa por duas crises consecutivas. A segunda e mais devastadora para os produtores ocorreu em 1929, como consequência da quebra das principais bolsas de valores do mundo naquela época (MONBEIG 1984). Nesse período, mais precisamente do início do século XX ao final de sua terceira década, foram dizimadas as populações indígenas que, após as "monções", sobreviveram até a expansão das ferrovias e chegada do café (SÃO PAULO 2007). Com a derrocada do café as ferrovias foram substituídas por rodovias e os cafezais deram lugar a laranjais, canaviais, culturas de algodão, batata, arroz e outras tradicionais destinadas ao consumo doméstico (SÃO PAULO 2007).

Outro importante fator nas mudanças das feições da paisagem e no sistema produtivo do interior paulista foi a construção de usinas hidrelétricas. A primeira de grande porte - Usina de Parnaíba (Rio Tietê) - entrou em operação em 1901 (SÃO PAULO 2007). As duas usinas situadas na região descrita neste estudo são a de Barra Bonita, nos rios Tietê e Piracicaba, que entrou em operação em 1963 (AES Tietê) e, a de Jurumirim, no rio Paranapanema, que iniciou sua atividade produtiva no ano de 1962 (Duke Energy). Essas represas inundaram saltos e milhares de hectares de matas, modificaram a navegabilidade dos rios, seus regimes hidrológicos e a migração de inúmeras espécies de peixes (SÃO PAULO 2007). No entanto, seu papel foi crucial na industrialização do estado e na modernização da agricultura.

Imigrantes afluíram de regiões empobrecidas do país (e.g., Nordeste) em busca de empregos gerados pela aceleração industrial (SÃO PAULO 2007b). Áreas antes ocupadas pelo café também cederam lugar à pecuária extensiva e pouco expressiva em termos econômicos. Porém, mais de 150 anos depois de ter criado condições para o início do ciclo cafeeiro, a cana-de-açúcar voltou ao interior paulista com força avassaladora. Essa cultura interrompeu o breve período de diversificação agropecuária e tornou-se o elemento dominante da paisagem. A expansão do novo ciclo canavieiro foi catalisada pela modernização da agricultura brasileira. Este processo que se deu a partir da década de 1960 caracterizou-se pela utilização de insumos químicos e biológicos e, pelo uso de maquinários (MENDONÇA 2004). Empresários mais próximos do capital industrial passaram a administrar esta nova forma de agricultura e transformaram o perfil dos proprietários rurais através da criação de cooperativas de

comercialização dos produtos, de mercados oligopolizados e do crescente uso de crédito (TARTAGLIA 1988).

Nas duas décadas seguintes ocorreu uma regionalização da produção agropecuária em função das demandas do mercado internacional e de programas de políticas agrícolas governamentais que resultou no aumento das áreas plantadas com cana, trigo, soja e reflorestamentos (MENDONÇA 2004). O desenvolvimento regional da indústria de bens de consumo e a regionalização da agricultura definiram o perfil da agropecuária da Região Administrativa de Sorocaba. Esta região do Estado de São Paulo, que é formada pelas bacias hidrográficas do Alto Paranapanema, Médio Tietê e Rio Sorocaba, teve aumento significativo da produção de feijão, hortifrutigranjeiros e gado bovino a partir da década de 1970 (SÃO PAULO 2007a).

No setor silvicultural foi a região com maior crescimento (53 %) de área plantada com eucalipto nas décadas de 1980 e 1990, passando de 234.920 ha entre 1971-73 para 360.117 ha entre 1991-92 e 326.070 ha em 2000 (KRONKA et al. 2002). Mesmo com a diminuição da área plantada com espécies de eucalipto no final da década de 1990 e início da década de 2000, ainda é a região mais expressiva desta cultura no país com 42,3 % de sua superfície ocupada por eucaliptais (KRONKA et al. 2002).

Como resultado da passagem de sucessivos ciclos agrícolas, da obrigatoriedade da manutenção de reservas legais nas propriedades rurais, áreas de proteção permanente nas margens de cursos d'água e do estabelecimento de áreas de proteção integral da natureza (AHRENS 2003), a região alvo deste estudo conta atualmente com 471.041 ha de vegetação nativa remanescente (KRONKA et al. 2002). Essas áreas remanescentes não estão distribuídas homogeneamente pela região, assim como não o estão as áreas plantadas com reflorestamento. Nas áreas mais próximas às cabeceiras do Rio Paranapanema encontram-se as maiores concentrações de vegetação nativa da Região Administrativa de Sorocaba. Podem ser citados os Municípios de Capão Bonito (49.579 ha), São Miguel Arcanjo (18.199 ha) e Pilar do Sul (16.213 ha) (SÃO PAULO / IF 2005). Essas áreas representam respectivamente 30,6 %, 19,5 % e, 23,7 % da superfície de tais municípios (SÃO PAULO / IF 2005). Apesar de a maior parte dos plantios de eucalipto também se encontrarem nessa região, a razão entre floresta plantada e floresta nativa tende a favorecer a silvicultura em áreas próximas à Represa de Jurumirim, mais precisamente no

Município de Itatinga e proximidades de Botucatu, onde apenas 9,8 % da superfície são de formações vegetais nativas (SÃO PAULO / IF 2005).

1.2 O eucalipto no Brasil

No final do século XVIII, o botânico francês Charles Louis L'Heritier de Brutelle nomeou uma árvore australiana como *Eucalyptus*. Essa árvore considerada como curiosidade botânica e introduzida em jardins botânicos e arvoredos particulares da Europa, inicialmente não foi considerada de grande utilidade por ter madeira difícil de serrar. Mas, uma vez em cultivo, teve o potencial de uso reconhecido e foi levada a várias partes do mundo, onde foi plantada com finalidades como quebra-vento, recuperação de terras e produção de óleo da folha (TURNBULL 1999).

No Brasil, o eucalipto foi trazido, pela primeira vez, por Leandro Sacramento, então diretor do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, em meados do século XVIII, logo após a partida da Família Real Portuguesa (DEAN 1991). No entanto, só a partir da primeira década do século XX, no Brasil, o eucalipto começou a ser plantado ao longo das ferrovias para suprir de combustível às locomotivas a carvão (TURNBULL 1999).

Hoje o eucalipto é a árvore de madeira dura mais largamente cultivada no mundo, ocupando uma área de, pelo menos, 12 milhões de hectares. Desta área, 90% foi estabelecida a partir de 1955 e 50% na década de 1980 (TURNBULL 1991). A FAO, em 1993, estimou que no final dos anos 1990, mais de 10 milhões de hectares de eucalipto eram cultivados no mundo, sendo quatro milhões de hectares na América Tropical. O Brasil é o primeiro colocado das Américas, possuindo área de três milhões de hectares (CAMPINHOS 1999). O Brasil é também o maior produtor mundial de polpa de eucalipto para celulose e papel. Contudo, a maior parte de suas plantações é usada para prover a indústria de aço com carvão de alta qualidade (TURNBULL 1999). O sucesso do Brasil como produtor de eucalipto foi dinamizado por uma política de incentivos governamentais, implantada em 1965, que durou até pelo menos 1984 (IUSEUM et al. 1988, TURNBULL 1999). Esses incentivos resultaram no estabelecimento de empreendimentos particulares, somando seis milhões de hectares de plantação de florestas, dos quais quatro milhões ainda existem, a maior parte deles de eucalipto (TURNBULL 1999).

1.3 Mamíferos em Agroecossistemas

Em todo o mundo o desenvolvimento da agricultura tem resultado na transformação rápida de ecossistemas contínuos em paisagens dominadas por plantações e pastagens onde pequenos remanescentes da vegetação original são retidos (HOBBS E SAUNDERS 1994, YATES E HOBBS 1997, de BLOIS et al. 2001). Mudanças recentes nos métodos de produção agrícola e em políticas de produção têm levado a grandes transformações nos padrões de uso da terra em todo o planeta (TURNER E MEYER 1994). Agricultura, silvicultura e áreas de ocupação humana representam atualmente 95% de todos os ambientes terrestres, enquanto áreas não ocupadas, como parques nacionais, perfazem apenas 3,2%, em todo o mundo (PIMENTEL et al. 1992).

Um grande número de trabalhos realizados, avaliando a fragmentação de habitats nativos sobre a diversidade de espécies de inúmeros grupos taxonômicos animais, concluiu que o principal efeito deste fenômeno é a diminuição do número de espécies e sua viabilidade populacional (LAURANCE et al. 2000). Estudos sobre as comunidades de mamíferos em ambientes fragmentados também concluíram que fragmentos menores comportam menor número de espécies de mamíferos de médio e grande porte, morcegos, primatas, roedores e marsupiais (ANDREN 1994, CHIARELLO 1999, CULLEN et al. 2000, UMAPATHY E KUMAR 2000, TERBORGH et al. 2001, PATTANAVIBOOL E DEARDEN 2002). No entanto, notou-se que certas espécies são favorecidas, ou menos afetadas em escala temporal humanamente perceptível, pela modificação dos habitats originais (BIERREGAARD E LOVEJOY 1989, NEWMARK 1991).

Estudos conduzidos na Europa, principalmente na Inglaterra, Península Ibérica e Itálica, avaliaram os efeitos de características espaciais e estruturais internas de vários elementos da paisagem agrícola destas regiões, sobre predadores de médio porte (VIRGOS 2001) grandes herbívoros (NATORI E PORTER 2007) e mesopredadores (MORTELLITI E BOITANI 2008). Tais estudos demonstram que predadores e herbívoros são prejudicados pela expansão de áreas agrícolas e retração de vegetações nativas, enquanto mesopredadores são favorecidos pela ausência de predadores maiores e pela diversificação de presas pequenas. Muitos estudos na Ásia têm avaliado as conseqüências da expansão dos arrozais sobre a mastofauna (STUART et al. 2007) e têm concluído que essa fauna é simplificada pelo avanço desta cultura, além de que

roedores granívoros nela proliferam e seu contato mais freqüente com humanos vem disseminando novas doenças.

Outros trabalhos têm seu foco no uso de pesticidas e outros insumos sobre a fauna, avaliando o efeito tóxico destas práticas, sobre populações de roedores (BROWN et al. 2006). Verificando efeitos deletérios sobre a diversidade nas comunidades e defeitos congênitos dentro de populações. Ainda outros têm avaliado a influência do contato entre espécies domésticas e nativas na transmissão de doenças (DELAHAY et al. 2007) e têm demonstrado que muitas espécies nativas são prejudicadas por doenças de animais domésticos e que animais domésticos têm contraído doenças antes restritas à fauna nativa.

No Brasil recentemente tem-se tentado compreender a influência da agricultura sobre os vertebrados nativos. Alguns estudos têm focado a diversidade regional de aves e mamíferos em paisagens agrícolas (DOTTA 2005, GHELER-COSTA 2006, PENTEADO 2006). Outros se têm direcionado a grupos com hábitos comuns, como carnívoros (RÖHE 2002, TÓFOLI 2002, LYRA-JORGE et al. 2008). Em tais estudos uma das principais observações é que diferentes espécies respondem de forma diversa às alterações impostas pelas culturas agrícolas.

Zurita et al. 2006 apontam que a substituição de habitats naturais por florestas plantadas nas regiões tropicais e temperadas do globo resulta na simplificação da estrutura e composição da vegetação. Aspectos controversos dos efeitos ambientais do eucalipto são apontados por Poore e Fries (1985) como o teor de água no solo, nutrientes do solo, erosão e biodiversidade. Efeitos adversos da silvicultura podem ser mitigados com manejo e delineamento apropriados (TURNBULL 1999).

Até o presente poucos trabalhos foram realizados sobre a situação da mastofauna em áreas de silvicultura de eucalipto. O primeiro (DIETZ et al. 1975) trata da ocorrência de espécies de pequenos mamíferos em talhões de eucalipto e vegetação nativa em Viçosa, MG. Stallings (1989) avaliou a ocorrência dos mesmos grupos que Dietz et al. (1975) no Parque Estadual Vale do Rio Doce, Minas Gerais, e em seu entorno, incluindo áreas de silvicultura de eucalipto. Stallings (1990) comparou a riqueza de espécies de mamíferos não-voadores e aves em dois talhões de eucalipto, um com sub-bosque de vegetação nativa e outro onde este era ausente. Stallings (1990) verificou que havia maior riqueza dessas espécies no talhão onde a vegetação nativa não fora suprimida durante o manejo silvicultural e que as espécies da ordem Primates eram ausentes em ambos.

O quarto estudo foi realizado por Fonseca (1997) sobre a diferença na ocorrência de espécies de roedores entre talhões de eucalipto e fragmentos de vegetação nativa de aproximadamente 60 ha, situados a aproximadamente 20 km do Parque Estadual Vale do Rio Doce. Silva (2004) acessou diferenças na riqueza e ocorrência de espécies de mamíferos, pequenos, e médios e grandes, na Fazenda João XXIII da EUCATEX Florestal. Dotta (2005) realizou levantamentos comparativos de médios e grandes mamíferos em áreas de vegetação nativa, eucalipto, cana-de-açúcar e pastagens na micro-bacia do rio Passa-Cinco, Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo.

Barlow et al. (2007) concluíram que florestas secundárias e plantios de árvores são particularmente importantes para a conservação da biodiversidade à medida que sua cobertura está se expandindo rapidamente nos trópicos (MACE et al. 2005) e podem ajudar a reter mais espécies florestais do que culturas agrícolas mais intensas (AGUIAR 2004). O presente estudo insere-se neste contexto.

Referências

AES TIETÊ. **Barra bonita**. Acesso: 28/09/2008, disponível em: http://www.aestiete.com.br/artigo225.asp Acesso em: 28 de set. de 2008.

AGUIAR, J.M. Species summaries and species discussions. **Edentata**, IUCN, Washington, n. 6, 2004. p**.** 3-26.

AHRENS, S. **O novo código florestal brasileiro**: Conceitos jurídicos fundamentais. Disponível em: http://www.buscalegis.ufsc.br/revistas/index.php/buscalegis/article/view/26462/26025 Acesso em: 25 jun . 2008.

ÁNDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. **Oikos**, Kobenhavn, v. 71, n. 3**,** p**.** 355-366, 1994.

BALÉE, W. Indigenous adaptation to Amazonian palm forests. **Principes**,, Lawrence, v. 32, n. 2, p**.** 47-54, 1988.

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

BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on Amazon understory birds community. **Acta Amazonica,** Manaus, v. 19, n. 19**,** pp**.** 215-141, 1989.

BRIOSCHI, L.R. Caminhos do ouro. In: BACELLAR, C.A.P.; BRIOSCHI, L.R. (Ed.). **Na estrada do Anhangüera**: Uma visão regional da história paulista. São Paulo: Humanitas; FFLCH / USP**,** 1999. p. 35-54.

BROWN, P.R.; TUAN, N.P.; SINGLETON, G.R.; HA, P.T.T.; HOA, P.T.; HUE, D.T.; TAN, T.Q.; TUAT, N.V.; JACOB, J.; MULLER, W.J. Ecologically based management of rodents in the real world: Applied to a mixed agroecosystem in Vietnam. **Ecological Applications**, Washington, v. 16, n. 5**,** p**.** 2000-2010, 2006

CAMPINHOS, E. Sustainable plantations of high-yield shape eucalyptus trees for production of fiber: The ARACRUZ case. **New Forests**, New York, v. 17, n. 1**,** p**.** 129-143, 1999.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in South-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Barking , v. 89, n. 1**,** p**.** 71-82, 1999.

CULLEN, L.; BODMER, R.E.; PADUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 95, n. 1**,** p**.** 49-56, 2000.

DAVIDOFF, C.H. **Bandeirantismo:** Verso e reverso. São Paulo:Brasiliense, 1986. 98 p.

de BLOIS, S.; DOMON, G.; BOUCHARD, A. Environmental, historical, and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 16, n. 5**,** p**.** 421-436, 2001.

DEAN, W. A botânica e a política imperial: A introdução e a domesticação de plantas no Brasil. **Estudos Históricos**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 8**,** p**.** 211-228, 1991.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 2004. 484 p.

DELAHAY, R.J.; WARD, A.I.; WALKER, N.; LONG, B.; CHEESERNAN, C.L. Distribution of badger latrines in a high-density population: habitat selection and implications for the transmission of bovine tuberculosis to cattle. **Journal of Zoology**, Oxford, v. 272, n. 3**,** p**.** 311-320, 2007.

DIETZ, J.M.; COUTO, E.A.; ALFENAS, A.C.; FACCINI, A.; SILVA, G.F. Efeitos de duas plantações de florestas homogêneas sobre populações de mamíferos pequenos. **Brasil Florestal**, Brasília, v. 6, n. 23**,** p**.** 54-57, 1975.

DOTTA, G. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo.** 2005.116 p. (Mestrado na área de Ecologia de Agroecossistemas) - Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DUKE ENERGY – BRASIL. **Jumirim**. disponível em: http://www.duke-energy.com.br/usinas/uhe_jurumirim.asp Acesso: 28 set. 2008.

FONSECA, M.T. **A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em fragmento de mata atlântica e monocultura de eucalipto:** A importância da matriz de habitat. 1997. 52 p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997.

GHELER-COSTA, C. **Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil**. 2006. 90 p. (Doutorado na área de Ecologia de Agroecossistemas) - Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

HOBBS, R.J.; SAUNDERS, D.A. Effects of landscape fragmentation in agricultural areas. In: MORITZ, C.; KIKKAWA, J. (Ed.). **Conservation biology in Australia and Oceania**. Surrey Beatty : Chipping Norton, NSW, 1994. p. 77-95.

HOLANDA, S.B. **Monções**. São Paulo: Brasiliense. 1990. 326 p.

IUSEUM, A.N.; CORREA DE LIMA, J.P.; MERCADO, R.S. Brazil: The forest sector's participation in international trade.In: NAGY, A. (Ed.). **International Trade in Forest Products**. Oxon, A B Academic Publishers**,** 1988. p. 37-46.

KRONKA, J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; PAVÃO, M.; YWANE, M.S.S.; KANASHIRO, M.M.; LIMA, L.M.P.R.; PIRES, A.S.; SHID, C.N.; FUKUDA, J.C.; GUILLAUMON, J.R. **Inventário florestal das áreas reflorestadas no Estado de São Paulo.** São Paulo: Secreteraia do Meio Ambiente. Instituto Florestal, 2002. 184 p.

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. **Oryx**, Oxford, v. 34, n. 1**,** p**.** 39-45, 2000.

LYRA-JORGE, M.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 7**,** p**.** 1573-1580, 2008.

MACE, G.; MASUNDIRE, H.; BAILLIE, J.; RICKETTS, T.; BROOKS, T.; HOFFMANN, M.; STUART, S.; BALMFORD, A.; PURVIS, A.; REYERS, B.; WANG, J.; REVENGA, C.; KENNEDY, E.; NAEEM, S.; ALKEMADE, R.; ALLNUTT, T.; BAKARR, M.; BOND, W.; CHANSON, J.; COX, N.; FONSECA, G.; HILTON-TAYLOR, C.; LOUCKS, C.; RODRIGUES, A.; SECHREST, W.; STATTERSFIELD; YANSE VAN RENSBURG, B.; WHITTEMAN, C. Biodiversity.In: MLLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (Ed.). **Ecosystems and human well-being:** synthesis. Washington, DC: Island Press**,** 2005. p. 77-122.

MATTOON, R.H., JR. Railroads, coffee, and the growth of big business in São Paulo, Brazil. **The Hispanic American Historical Review**, Duke University Press, Baltimore, v. 57, n. 2**,** p**.** 273-295, 1977.

MENDONÇA, R.R. A história da ocupação do interior do estado de São Paulo In:BITENCOURT, M.D.; MENDONÇA, R.R. (Ed.). **Viabilidade de conservação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Annablume Editora, 2004. p. 57-76.

MONBEIG, P. **Pioneiros e fazendeiros de São Paulo**. São Paulo:HUCITEC, 1984. 392 p.

MORTELLITI, A.; BOITANI, L. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 23, n. 3**,** p**.** 285-298, 2008.

NATORI, Y.; PORTER, W.P. Model of japanese serow (*Capricornis crispus*) energetics predicts distribution on Honshu, Japan. **Ecological Applications**, Washington, v. 17, n. 5, p**.** 1441-1459, 2007.

NEVES, W.A. O meio ambiente e a definição de padrões de estabelecimento e subsistência de grupos caçadores-coletores: O caso da bacia de Alto Guareí. **Revista de Pré-História**, São Paulo, v. 6, p. 175-180, 1984.

NEWMARK, W.D. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the eastern Usambara Mountains, Tanzania. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, n. 1**, p.** 67-78, 1991.

PARSONS, J.J. Spread of African pasture grasses to America tropics. **Journal of Range Management**, Baltimore, v. 25, n. 1, p**.** 12-E. 1972.

PATTANAVIBOOL, A.; DEARDEN, P. Fragmentation and wildlife in montane evergreen forests, northern Thailand. **Biological Conservation**, , Barking, v. 107, n. 2**, p.** 155-164, 2002.

PENTEADO, M. **Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil**. 2006. 131 p. (Doutorado na área de Ecologia de Agroecossitemas) - Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

PIMENTEL, D.; STACHOW, U.; TAKACS, D.A.; BRUBAKER, H.W.; DUMAS, A.R.; MEANEY, J.J.; ONEIL, J.A.S.; ONSI, D.E.; CORZILIUS, D.B. conserving biological diversity in agricultural forestry systems - most biological diversity exists in human-managed ecosystems. **Bioscience**, Washington, v. 42, n. 5**, p.** 354-362, 1992.

PINTO, V.N. **O ouro Brasileiro e o comercio Anglo-Português**: uma contribuicao aos estudos da economia Atlântica no século XVIII. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1979. 346 p.

POORE, M.E.D.; FRIES, C. **The ecological effects of eucalyptus**. Rome:Food and Agriculture Organization of the Unitated Nations, 1985. 92 p.

RÖHE, F. **Hábitos alimentares da suçuarana (*Puma concolor*) (Linnaeus 1771) em mosaico de floresta secundária e reflorestamento de *Eucaliptus saligna*, em Mata Atlântica, no município de Pilar do Sul - SP**. 2002. 83 p. (Graduação) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista"Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2002.

RUTHENBERG, H. **Farming systems in the tropics**. Oxford: Clarendon Press, 1971. 313 p.

SAINT-HILAIRE, A.F.C.P. **Viagem à província de São Paulo e resumo das viagens ao Brasil, Província Cisplatina e Missões do Paraguai.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 1972. 229 p.

SAMPAIO, A.N. Edmundo Navarro de Andrade: Um pouco de sua vida e do seu trabalho. **Anuário Brasileiro de Economia Florestal**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 2**, p.** 51-63,1949.

SAMPAIO, E.N.; Eucaliptos para o Brasil. **Arquivos do Serviço Florestal**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2**, p.** 3-17, 1957.

SÃO PAULO (Estado) – SECRETARIA DO EMPREGO E RELAÇÕES DE TRABALHO. **Região administrativa de Sorocaba**, São Paulo, n. 11**,** p. 1-20 , 2007a.

SÃO PAULO (Estado) – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE / INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

SÃO PAULO (Estado) – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Nos caminhos da biodiversidade Paulista**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2007b. 268 p.

SCHWARTZ, S.B. Indian labor and new world plantations: European demands and indian responses in Northeastern Brazil. **American Historical Review**, New York, v. 83, n. 1, p**.** 43-79, 1978.

SILVA, C.R. **Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de Floresta Atlântica no município de Pilar do Sul, SP.** 2004. 81 p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Florestais) - Ciências Florestais, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

STALLINGS, J.R. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian park. **Bulletin of Florida State Museum, Biological Sciences**, Gainesville, v. 34, n. 4**,** p**.** 153-200, 1989.

STALLINGS, J.R. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt pantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 7, n. 3**,** p**.** 267-276,1990.

STUART, A.; PRESCOTT, C.; SINGLETON, G.; JOSHI, R.; SEBASTIAN, L. The rodent species of the Ifugao Rice Terraces, Philippines - Target or non-target species for management? **International Journal of Pest Management**, London, v. 53, n. 2**,** p**.** 139-146, 2007.

TARTAGLIA, J.C. Agricultura e interiorização do desenvolvimento em São Paulo. **Modernização e desenvolvimento em São Paulo**. TARTAGLIA, J.C.; OLIVEIRA, O.L. (Ed.). São Paulo:Fundação para o Desenvolvimento da Universidade Estadual Paulista "Júlio De Mesquita Filho"1988. p. 63-75.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, Washington, v. 294, n. 5548**,** p**.** 1923-1926, 2001.

TÓFOLI, C.F. **Dieta do gato-mourisco (*Herpaylurus yagouaroundi*) (Geoffroy 1803) em mosaico de eucalipto e Mata Atlântica na Serra de Paranapiacaba, Pilar do Sul, SP.** 2002. 54 p. Monografia (Graduação) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2002.

TURNBULL, J.W. Future use of eucalyptus: Opportunities and problems. In:INTERNATIONAL UNION OF FORESTRY RESEARCH ORGANIZATIONS SYMPOSIUM ON INTENSIVE FORESTRY vol. 1.: The Role of Eucalypts. 1991. Pretoria. **Proceedings…**. Pretoria;Institute of Forestry, 1991. p. 2-29.

TURNBULL, J.W. Eucalypt plantations. **New Forests**, New York, v. 17, n. 1**,** p**.** 37-52, 1999.

TURNER, B.L.; MEYER, W. Global land-use and land cover change: An overview. In: MEYER, W.; TURNER, B.L. (Ed.). **Changes in land use and land cover:** A global perspective. Cambridge:Cambridge University Press, 1994. p. 3-10.

UMAPATHY, G.; KUMAR, A. The occurrence of arboreal mammals in the rain forest fragments in the Anamalai Hills, South India. **Biological Conservation**, Barking, v. 92, n. 3, p**.** 311-319, 2000.

VIRGOS, E. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 10, n. 7**,** p**.** 1039-1049, 2001.

WATTERS, R.F. **Shifting cultivation in Latin America**. Rome: Food and Agriculture Organization, H.M.S.O., 1971. 310 p.

YATES, C.J.; HOBBS, R.J. Woodland restoration in the Western Australian Wheatbelt: A conceptual framework using a state and transition model. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 5, n. 1**,** p**.** 28-35, 1997.

ZURITA, G.A.; REY, N.; VARELA, D.M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M.I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 235, n. 1/3**,** p**.** 164-173, 2006.

Composição e riqueza da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em função da geometria da paisagem em áreas de cultivo de eucalipto

"Take a good plane and shave off all the edges,
Not straight enough to make a perfect structure.
Indigenous life must be in agreement.
Like one, meaning some, and zero, meaning nothing."
(*Brazenhead* - Neil Fallon, Clutch)

Resumo

Uma abordagem mais atual da ecologia da paisagem incorpora a matriz intercalar, via de regra áreas de agricultura e pecuária, ao mosaico de habitats onde espécies de vertebrados desenvolvem suas atividades e ciclos de vida. Neste estudo, desenvolvido na porção alta da Bacia do rio Paranapanema, Estado de São Paulo, foi avaliada a influência da forma e da área disponível de vegetação florestal nativa e floresta plantada de eucalipto sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte. Observou-se que o fator que mais influencia estas espécies no nível da paisagem é a área disponível de vegetação nativa. A forma do encontro entre as duas vegetações também tem influência sobre esta comunidade, sendo os onívoros favorecidos pela maior convolução de suas bordas. Além disto, foi verificado que a relação entre onívoros e as características geométricas da paisagem são mais perceptíveis em escalas espaciais mais amplas. Os herbívoros também sofrem influência da forma da borda entre as duas vegetações. Contudo, estão mais sujeitos à influência da área de vegetação nativa como um todo, tendo sua abundância bastante reduzida nas áreas onde a floresta nativa é mais fragmentada.

Palavras-chaves: Mamíferos de médio e grande porte; Paisagens agrícolas; Geometria da paisagem; Escalas espaciais

Abstract

A more recent approach in landscape ecology incorporates the intercalary matrix, usually agriculture or cattle ranch, in the habitat mosaic where vertebrate species develop their activities and life cycles. In this study, developed at the high portion of Paranapanema river basin, State of São Paulo, the influence of shape and available area of native forest vegetation and eucalypt planted forest on the community of medium to large size mammals was evaluated. The shape of the contact between these two vegetations has influence on mammal's community, been omnivores favored by higher complexity of borders. It was verified that the relationship between omnivores and the geometric features of landscape was more noticeable at broader scales. Herbivores are also influenced by the border shape between the two vegetations. However, they are more sensitive to the native vegetation area as a whole, been their abundance considerably reduced where native forest is more fragmented.

Keywords: Medium to large size mammals; Agricultural landscapes; Landscape geometry; Spatial scales

2.1 Introdução

Estudos sobre a relação de processos ecológicos e a paisagem têm dois enfoques principais quanto à matriz intercalar em regiões onde habitats nativos encontram-se fragmentados. Uma das abordagens classifica vegetações alteradas, áreas agrícolas e outros usos como não-habitat (HARRIS 1984, DOAK E MILLS 1994). Esta abordagem considera efeitos de borda como fenômenos unilaterais que ocorrem da matriz para o interior de fragmentos nativos, assim como relação da forma e área de remanescentes nativos como indicadores da capacidade de suporte destes em manter indivíduos, populações e comunidades de espécies de seres vivos (BEIER 1993, WENNY et al. 1993, HOWELLS E EDWARDS-JONES 1997, MARSHALL E EDWARDS-JONES 1998). Este enfoque, desenvolvido a partir da "Teoria de biogeografia de ilhas" (MCARTHUR E WILSON 1967) e da "Teoria de metapopulações" (HANSKI E GILPIN 1991), é adequado a modelos que representem as relações da paisagem com populações de animais que possuem baixa mobilidade, sistemas complexos de acasalamento e de dispersão, além de exigências estreitas em relação aos habitats, e.g., aves insetívoras de sub-bosque (BIERREGAARD E LOVEJOY 1989).

Contudo, em muitos grupos taxonômicos existem espécies com exigências mais flexíveis quanto a requerimentos dos habitats, alta capacidade de locomoção ou sistemas de acasalamento e dispersão relativamente simples. Para espécies com tais características, modelos gerados segundo a abordagem que considera a matriz agrícola de habitats fragmentados como não-habitat, falham em representar satisfatoriamente as relações entre suas populações e comunidades com a paisagem (FAHRIG 2001). Nestas situações, uma segunda abordagem em relação à matriz circundante de remanescentes de vegetação nativa pode ser mais adequada. Esta abordagem considera a matriz não como uma barreira ou filtro (ÁNDREN 1994), mas como habitats com diferentes qualidades para os diferentes requerimentos das espécies e incorpora tais classes de uso modificadas à heterogeneidade já presente nos habitats nativos (DAILY et al. 2003). Este enfoque desenvolveu-se a partir de conceitos como a "Regra da complementação de Dunning" (DUNNING et al. 1992) e a "Hipótese da heterogeneidade de habitats" (BAZZAZ 1975).

A heterogeneidade de habitats e a influência de habitats alterados, em paisagens dominadas por usos agrícolas e pastoris do solo vêm sendo foco de estudos da ecologia da paisagem dos vertebrados nas últimas duas décadas (capítulo 1 desta tese). Um importante uso agrícola da terra na paisagem do Estado de São Paulo é o plantio de eucalipto destinado à produção de papel e celulose, madeira de serraria e carvão para siderurgia (capítulo 3 desta tese).

A área plantada com esta espécie de árvore vem aumentando no Estado nos últimos anos e já representa significativa porção de sua Área Cultivada (capítulo 3 desta tese). A influência desta vegetação exótica sobre os mamíferos de médio e grande porte vem sendo estudada nos últimos anos (STALLINGS 1990, RÖHE 2002, TÓFOLI 2002). Contudo, esses trabalhos consideram a paisagem segundo os preceitos da primeira das duas abordagens anteriormente descritas. Mais recentemente, trabalhos têm sido desenvolvidos, avaliando as relações entre mamíferos de médio e grande porte com a paisagem heterogênea de áreas com plantio de eucalipto e outras culturas (SILVEIRA 2005, DOTTA E VERDADE 2007). Ainda assim, não são conhecidos os efeitos da forma dos contatos entre estas duas classes de vegetação, a nativa e a plantada com eucalipto, sobre os padrões de distribuição e abundância das espécies desta taxocenose.

Em paisagens onde o contato entre duas ou mais vegetações, suficientemente distintas em estrutura, são simples e contínuos (e.g. Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – PDBFF – INPA / Smithsonian Isntitution), características simples dos componentes da paisagem, tais como área e distância entre manchas de vegetação do mesmo tipo, podem representar boas variáveis na análise das relações entre vertebrados e a paisagem (BIERREGAARD E LOVEJOY 1989, MALCOM 1991). Contudo, em paisagens com geometria mais complexa e maior variedade de tipos de vegetações, com diferentes níveis de disponibilidade de recursos para indivíduos e populações de vertebrados, existem evidências de que a forma das manchas de diferentes tipos de vegetação exerce influência, em diferentes magnitudes e sentidos, sobre espécies com hábitos generalistas e especialistas (WITH E CRIST 1995, BREWSTER E ALLEN 1997, TURCHIN 1998, RICKETTS 2001, MURPHY E LOVETT-DOUST 2004).

É possível reconhecer estas relações como padrões dependentes da escala (ARBIA 1989, WU et al. 2000). Evidências de observações, modelos e da teoria têm demonstrado que a estrutura e dinâmica de sistemas ecológicos são dominadas por um pequeno conjunto de animais, plantas e processos abióticos (HOLLING 1986, CARPENTER E LEAVITT 1991, IWASA et al. 1991, HOLLING 1992, LEVIN 1992, HOLLING E ALLEN 2002). Segundo Holling (2002), em escala ampla da paisagem, ocorrem processos geomorfológicos e evolutivos que afetam a estrutura e dinâmica dos ecossistemas na escala espacial de centenas de quilômetros e temporal de milênios. Esta maior capacidade de percepção das relações em extensões mais amplas, pode resultar de um efeito conhecido como “Problema da Unidade Aérea Modificada” (sigla em

inglês, MAUP) (JELINSKI E WU 1996). Contudo, este problema deriva da mudança em escala tanto na extensão quanto na resolução dos objetos estudados (WIENS 1989).

Padrões de distribuição e abundância de espécies como um todo, podem estar, e aparentemente estão relacionados a fenômenos que ocorrem em escalas amplas (GRELLE et al. 1999). Contudo, a permanência ou uso de elementos da paisagem pelos indivíduos de espécies em particular, que são as unidades determinantes destes padrões, estão relacionados a características presentes em espaços menores, como a estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos alimentares em escala local (KARR E FREEMARK 1985, WIENS 1989). Assim, "pixels" com 20 m de comprimento podem ser adequados ao estudo das relações de mamíferos de médio e grande porte com a área e geometria de elementos formadores da paisagem, ainda que a percepção de heterogeneidade seja um tanto grosseira dentro de cada tipo de habitat estudado.

Em um panorama geral, mamíferos de médio e grande porte são favorecidos por maiores quantidades de habitat nativo e por geometria menos convoluta do mesmo. O aumento da complexidade de forma da vegetação nativa, como medida da disponibilidade de habitats de borda, favorece a ocorrência de mesopredadores (LOMOLINO E PERAULT 2001). Contudo, de maneira geral, a disponibilidade de vegetação nativa na paisagem, em escala mais ampla, parece determinar mais diretamente a capacidade de permanência de todas as espécies (FAHRIG 2001, LOMOLINO E PERAULT 2001, DAILY et al. 2003, TEWS et al. 2004).

Paisagens onde existem grandes quantidades de vegetação nativa suportam riquezas maiores de mamíferos de médio e grande porte do que paisagens com menor quantidade de vegetação nativa (ÁNDREN 1994, CHIARELLO 1999, CULLEN et al. 2000, UMAPATHY E KUMAR 2000, TERBORGH et al. 2001, PATTANAVIBOOL E DEARDEN 2002). Contudo, a composição completa da comunidade não é distribuída uniformemente pela paisagem. Animais com dietas específicas e exigentes em termos de habitats ocupam, preferencialmente, áreas nucleares (LOMOLINO E PERAULT 2001). Na maioria, possuem grandes áreas de vida e utilizam habitats de borda em diferentes intensidades, na medida em que estes habitats oferecem mais ou menos recursos para cada espécie (TEWS et al. 2004). Estas espécies não ocorrem em paisagens onde predominam habitats modificados, tanto pela predominância de vegetações com baixa disponibilidade de recursos, quanto pela possível eliminação destas mesmas espécies pela caça (DAILY et al. 2003).

Portanto, em paisagens onde classes de uso e cobertura do solo, predominantes, são culturas e os remanescentes de vegetação nativa não estão próximos ou conectados a áreas mais extensas e contínuas da mesma vegetação, a mastofauna de médio e grande porte é composta de um número menor de espécies de hábito generalista (CHIARELLO 1999, CULLEN et al. 2000, TERBORGH et al. 2001, PATTANAVIBOOL E DEARDEN 2002). Neste contexto, onívoros e herbívoros pequenos e menos exigentes, assim como carnívoros mais resistentes à perseguição humana (ex: *Puma concolor*) e que consomem presas de variados portes, ocupam habitats nativos de borda e fazem uso de áreas cultivadas, de acordo com a disponibilidade de recursos oferecida pelos diferentes tipos de cultura. Esta disponibilidade de recursos depende do manejo dado à cultura, além de características específicas como estrutura vertical da vegetação cultivada. Esta fauna simplificada é influenciada por diferenças na forma e tipo de contato entre remanescentes de vegetação nativa e áreas cultivadas. Assim, em áreas mais amplamente alteradas, a forma dos remanescentes nativos e seus habitats vizinhos são mais importantes para estas espécies que a quantidade de habitats nativos. Nessas paisagens a área ocupada por vegetação nativa está abaixo de um limiar que pode sustentar espécies mais exigentes (WITH E CRIST 1995, DAILY et al. 2003).

Neste estudo, avaliou-se a relação entre os padrões de distribuição e abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte em paisagens modificadas pela ação humana. Ao contrário de paisagens onde a fragmentação da vegetação original é recente e planejada (e.g. PDBFF, situado na Amazônia Central), a situação geométrica da maior parte da vegetação nativa do estado de São Paulo não obedece à geometria euclidiana, ou seja, não é composta de formas geométricas simples. A geometria que caracteriza estas paisagens, historicamente modificada e palco dos mais variados ciclos econômicos agrícolas, é Riemanniana (WOLFE 1945). Tal geometria descreve formas complexas com padrões intrincados que se repetem em diversas escalas. Parece, portanto, ser mais adequada ao estudo de uma paisagem com elementos dendríticos com topografia acidentada. Assim, neste trabalho, foram comparadas as influências de medidas simples de cobertura da terra, tais como a área ocupada por uma determinada classe e a proporção ocupada por esta área na paisagem, com medidas mais complexas que descrevem forma, baseadas na relação entre a área e o perímetro das manchas das diferentes classes de uso e cobertura da terra.

Material e Métodos

2.2.1 Área de Estudos

Este trabalho foi conduzido em três situações distintas de geometria da vegetação nativa, utilizando oito fazendas de cultivo de eucalipto nas Bacias do Alto Paranapanema, Médio Tietê e Rio Sorocaba no Estado de São Paulo. Elas estão agrupadas em três áreas (Figura 1), num gradiente de características da paisagem descrito a seguir: matriz de vegetação nativa com poucos plantios de eucalipto (Área A); quantidades intermediárias de ambas as vegetações (Área B); e, pequena quantidade de vegetação nativa com grande quantidade de plantios de eucalipto (Área C).

As duas primeiras fazendas são fronteiriças ao contínuo de Mata Atlântica do Estado de são Paulo, próximas do Parque Estadual Carlos Botelho. Nessas fazendas as áreas de vegetação nativa compõem a classe de cobertura dominante da paisagem e têm geometria mais suave. As duas fazendas em situação intermediária encontram-se próximas das fazendas do extremo dominado por eucalipto desse gradiente. Contudo, possuem áreas de mata mais extensas dentro de seus limites, quando comparadas a este extremo.

As fazendas que formam a Área A, João XXIII e Vitória (48° 8’ 49” O e 24° 2’ 35” S; 47° 34’ 19” O e 23° 51’ 47” S), situam-se em área de transição entre Mata Ombrófila Densa e Mata Estacional Semidecídua (SÃO PAULO 2005). Os solos desta região são Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolos e Cambissolos Háplicos, todos distróficos e com relevo variando de suave a montanhoso, mas predominantemente ondulado e forte ondulado (OLIVEIRA et al. 1999). O clima é subtropical úmido (Cfa segundo Köppen), e a precipitação média anual é de 1680 mm.

As fazendas da Área B (respectivamente, 48° 21’ 25” O e 22° 42’ 3” S; 48° 14’ 34” O e 23° 7’ 10” S) estão situadas ao sul da Represa de Barra Bonita. A vegetação original da região era composta de floresta estacional semidecídua, cerrado e matas de galeria com elementos de mata ombrófila densa (VELOSO 1992). Os solos da região são Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos e Nitossolos eutróficos. O relevo varia de plano a montanhoso, mas é predominantemente ondulado a forte ondulado (OLIVEIRA et al. 1999). O clima é subtropical (Cwa, Köppen) com verão chuvoso e inverno seco.

As três últimas fazendas (Área C), que possuem remanescentes nativos mais dendríticos, situam-se nas margens da Represa de Jumirim (48° 37’ 20” O e 23° 5’ 52” S; 48° 36’

1” O e 23° 28’ 33” S). A vegetação e o clima são semelhantes aos das fazendas Santa Terezinha e Santa Fé. Os solos são Nitossolos Vermelhos eutróficos, Argissolos Vermelhos, Litossolos Vermelho-Amarelos e Neossolos Vermelhos, todos distróficos. O relevo varia de plano a forte ondulado, predominantemente moderado ondulado (VELOSO 1992).

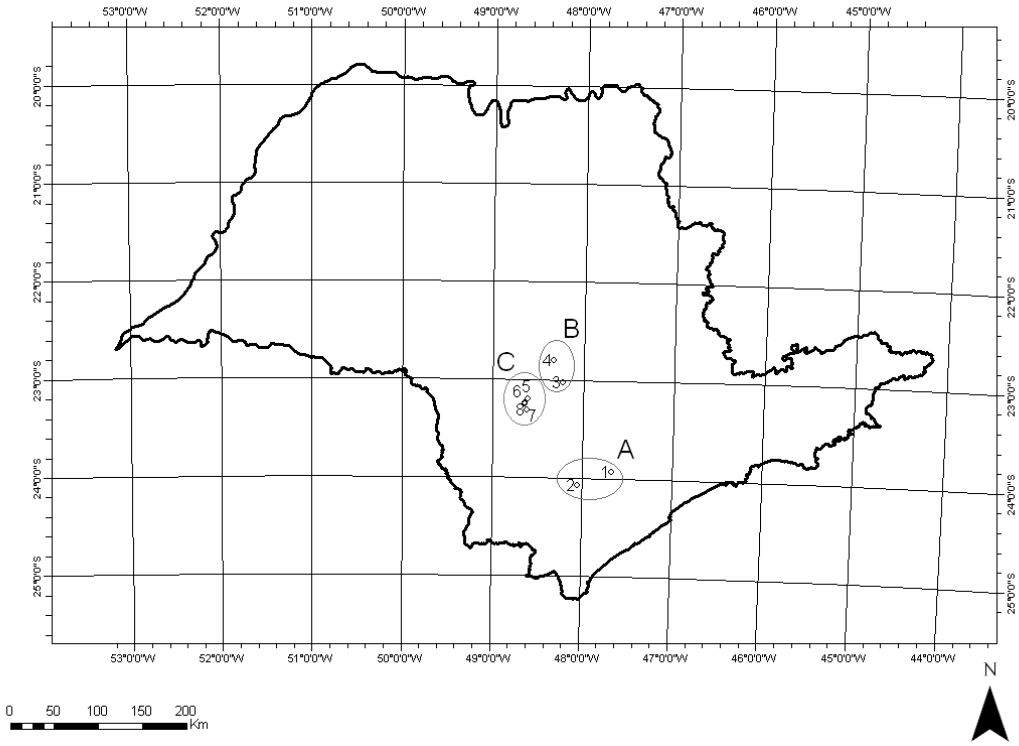

Figura 1 - Áreas de estudo. A – matriz de vegetação nativa com poucas áreas plantadas com eucalipto (Fazendas: 1. João XXIII, 2. Vitória), B – quantidades intermediárias das duas vegetações (Fazendas: 3. Santa Terezinha, 4. Santa Fé) , C – matriz de eucalipto com poucos fragmentos de vegetação nativa (Fazendas: 5. Boa Esperança, 6. Santa Adelaide, 7. Veados-Invernadinha, 8. Santa Irene)

2.2.2 Métodos de Coleta de Dados

A maioria das espécies de mamíferos silvestres brasileiros possui hábitos extremamente discretos, o que torna difícil sua visualização e, portanto, a identificação pela observação direta (BECKER E DALPONTE 1999). Uma alternativa para programas de inventário e monitoramento de mamíferos silvestres é a observação de sinais deixados na realização de suas atividades diárias, como restos de alimentação, tocas, fezes e rastros (WEMMER et al. 1996, BECKER E DALPONTE 1999).

Muitas vezes, o solo, é coberto por serapilheira ou pouco adequado à impressão e conservação de pegadas por um período de tempo viável à pesquisa, ou seja, não permite a

identificação de certas características necessárias à identificação específica e/ou individual dos animais (WEMMER et al. 1996, BECKER E DALPONTE 1999). Nesse caso, para obterem-se dados acurados a partir de rastros, faz-se necessário o uso de técnicas onde a serrapilheira é removida e o substrato alterado, como exemplo, descompactação de solo argiloso e adição de água em solo seco. Pardini *et al.* (2003) sugere a instalação de armadilhas de areia, cavidades rasas no solo emolduradas por madeira, com 5 cm de profundidade e 50 x 50 cm de lado.

Neste estudo foram instaladas três linhas de parcelas de areia por unidade amostral, cada linha formada por dez parcelas distantes 25 m entre si (Figura 2). As três linhas que formaram um bloco representaram uma unidade amostral. Estas unidades foram distribuídas uma em cada área de amostragem. Foram selecionadas 16 áreas distribuídas segundo o delineamento amostral para a paisagem, descrito posteriormente. As parcelas foram preparadas, ou seja, retirado o folhiço acumulado durante a inatividade, num primeiro dia, seguido de um dia de coleta. Estas coletas foram realizadas mensalmente no período de novembro de 2006 a março de 2007.

Alternativa à observação direta, além das parcelas de areia, é o uso de armadilhas fotográficas. Uma armadilha fotográfica é um mecanismo acionado pela passagem de um animal em área próxima determinada (KARANTH et al. 2004).

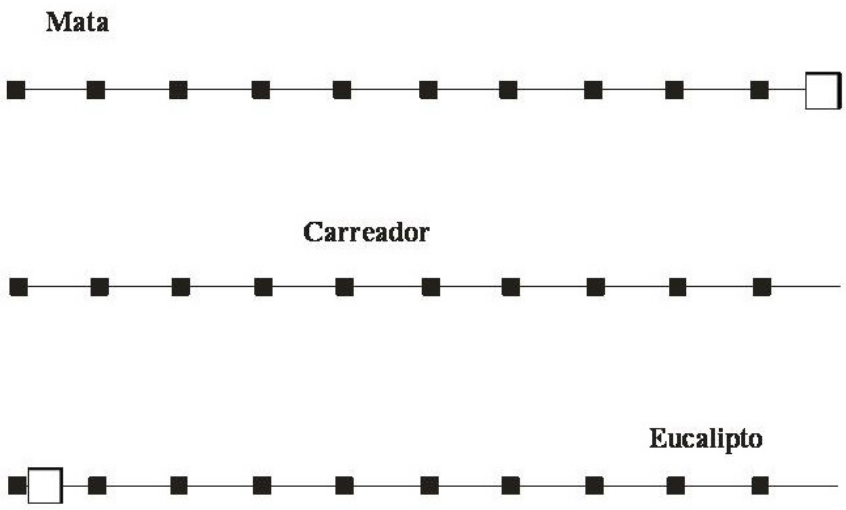

Figura 2 - Arranjo e distribuição das trilhas em Mata, Carreador e Eucalipto. As parcelas de areia são representadas por retângulos pretos e as armadilhas-fotográficas por retângulos brancos

Em cada unidade amostral foram instaladas duas armadilhas fotográficas (modelo trapa-câmera), alimentada com filme ASA 200 de 36 poses, uma armadilha instalada na trilha de vegetação nativa e outra na trilha de eucalipto (Figura 2). Não foi instalada armadilha-fotográfica no carreador, para evitar disparos acidentais pela passagem de pessoas e carros, e para evitar o risco de furto do equipamento, ou acidentes com máquinas das equipes operacionais de colheita, manutenção e plantio das fazendas. Ao todo foram utilizadas 32 armadilhas-fotográficas.

Cada armadilha fotográfica foi regulada para disparar a cada 20 a 30 segundos, desde que acionada pela passagem de um animal. O raio de ação da armadilha é de quatro metros durante o dia e oito metros durante a noite. A manutenção, reposição de pilhas e filmes foi realizada mensalmente no mesmo período de coleta dos rastros nas parcelas de areia.

As informações obtidas foram riquezas de espécies, expressa como número total de espécies detectadas em cada bloco pelos métodos acima citados, e o número de ocorrências, utilizado neste estudo como índice de abundância. As espécies detectadas foram agrupadas em quatro grupos funcionais, herbívoros, carnívoros, insetívoros e onívoros, simplificação de

classificações tróficas de Eisenberg (1981), Fonseca et al. (1996), Robinson e Redford (1986a, 1986b) e Dotta (2005, 2007).

2.2.3 Delineamento Amostral

As parcelas de areia foram instaladas em blocos de três trilhas (cada uma com 250 m de extensão), uma em vegetação nativa, outra em eucalipto, e uma terceira em carreador, que é a estrada situada entre os talhões de eucalipto, presente também entre estes e as áreas de vegetação nativa (Figura 3). Estas trilhas distam 50 m entre sí e são paralelas.

O arranjo da unidade amostral formada por três linhas paralelas deve-se ao fato de o interesse deste estudo ser voltado à interação das características geométricas das duas vegetações (eucalipto e vegetação nativa) nos padrões de distribuição e abundância de mamíferos de médio e grande porte. Assim, a amostragem de fauna foi feita no encontro entre essas unidades da paisagem e não em uma e outra, sendo cada unidade amostral localizada nesta interface. Ao todo foram instaladas 16 unidades amostrais. A distância mínima entre estas foi de 2 km.

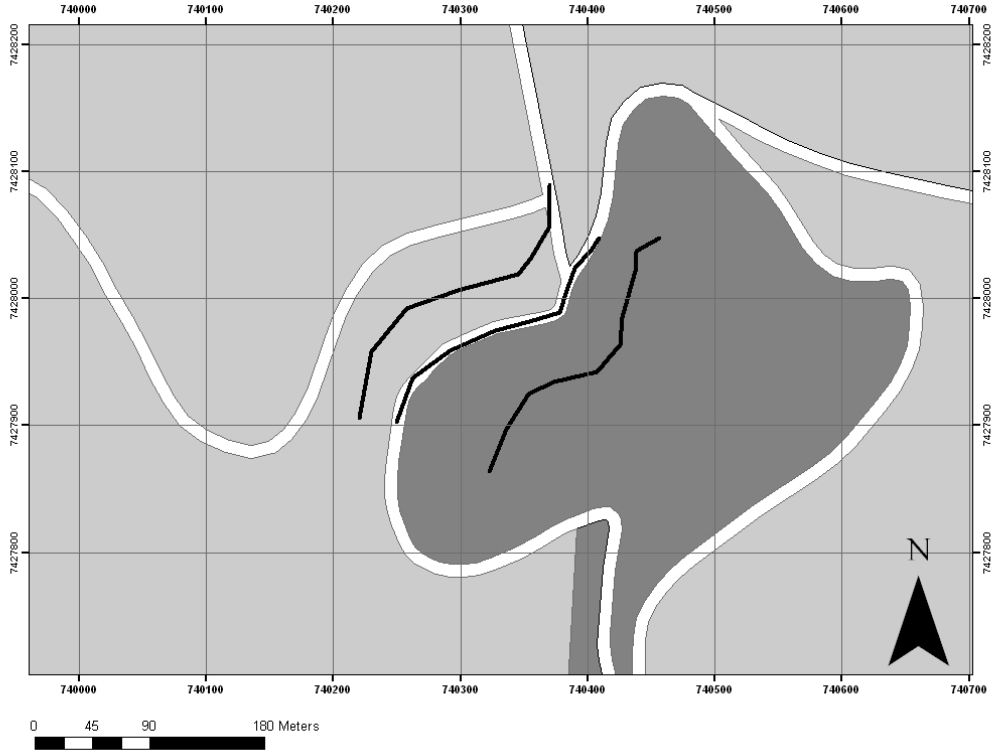

Figura 3 - Ilustração de unidade amostral. Trilhas de 250 m (linhas pretas) no interior da mata (cinza escuro), do eucalipto (cinza claro) e no carreador (branco)

2.2.4 Paisagem

Para obter as medidas da geometria da paisagem, foram usadas imagens de satélite CBERS-CCD, com *pixels* de 19,5 m de lado, em composição RGB com as bandas 3 (630 – 690 nm), 4 (770 – 890 nm) e 2 (520 – 590 nm) (MOREIRA 2005). As imagens foram georreferenciadas no *software ArcGIS 9.2* (ARCGIS 1999-2006), tomando-se como base cartográfica os mapas vetoriais das fazendas obtidos da empresa florestal proprietária em *Datum* SAD 69, zonas 22 e 23.

A classificação das imagens foi feita pelo método supervisionado baseada nos mapas vetoriais e no conhecimento prévio das áreas de floresta, silvicultura e outros usos nas fazendas e seus entornos. A classificação foi realizada no *software ERDAS Imagine 9.1* (ERDAS 1991-2006). Foram utilizadas seis categorias de cobertura da terra: Mata, Cerrado, Eucalipto, Pasto, Pasto Abandonado e Solo Exposto.

A partir das imagens classificadas foram extraídas áreas de influência ("buffers") com raios de 500 m e 1000 m, traçados do ponto central de cada unidade amostral (Figuras 4, 5, 6 e 7). A seleção dos raios dos "buffers" baseou-se em prévias análises da escala da influência do entorno realizadas para mamíferos (LOMOLINO E PERAULT 2001, TIMO 2003). A extração destas áreas foi realizada no *software ArcGIS 9.2*. As métricas e índices da paisagem foram obtidos através da análise das áreas extraídas por "buffers" no *software FRAGSTATS* (MCGARIGAL E MARKS 1995). As métricas e índices de paisagem analisados neste estudo são descritas na tabela 1.

Tabela 1 - Métricas e índices da paisagem calculadas pelo *software* Fragstats (McGARIGAL E MARKS 1995), para eucaliptais e remanescentes florestais. Modificado de McGARIGAL E Marks (1995)

Área	**Agregação**		**Forma**	
Área da Classe	**Índice de Forma na Paisagem**	**Razão Perímetro x Área (Média)**	**Índice de Forma da Mancha (Média)**	**Índice de Dimensão Fractal (Média)**
AC-Mata AC-Euc AC é igual à soma das áreas (m2) de todas as manchas de determinada classe dividido por 10000 (para converter em hectares).	IFP-Mata IFP-Euc IFP é igual ao perímetro da classe dividido pelo perímetro de uma área correspondente, agregada em uma única mancha compacta (quadrado para imagens matriciais). Os perímetros utilizados neste cálculo são medidos em números de células (pixesl).	RPA-Mata RPA-Euc RPA iguala a razão do perímetro da mancha (m) à área (m2).	IFM-Mata IFM-Euc IFM é igual ao perímetro da classedividido pelo perímetro de uma área correspondente, agregada em uma única mancha compacta (quadrado para imagens matriciais). Os perímetros utilizados neste cálculo são medidos em números de células (pixesl).	IDF-Mata IDF-Euc IDF se iguala a 2 vezes o logarítmo do perímetro da mancha (m) dividido pelo logarítmo da área da mancha (m2); o perímetro é ajustado para corrigir o viés do raster em perímetro.
AC > 0, sem limite. AC aproxima-se de 0 à medida que o tipo de mancha torna-se mais raro na paisagem.	IFP ≥ 1, sem limite. IFP = 1 quando a paisagem consiste de um único quadrado ou mancha de mesmo tipo; LSI aumenta sem limete à medida que a classe se torna desagregada.	RPA > 0, sem limite.	IFM ≥ 1, sem limite IFM = 1 quando a mancha é maximamente compacta (i.e., quadrada) e aumenta sem limite à medida que a forma da mancha torna-se mais irregular.	1 ≤ IDF ≤ 2 Uma dimensão fractal maior que 1 para uma mancha bidimensional indica um afastamento da geometria Euclidiana (i.e., aumento na complexidade da forma). IDF aproxima-se de 1 em formas com perímetros muito simples, tais como quadrados, e aproxima-se de 2 em formas altamente convolutas.

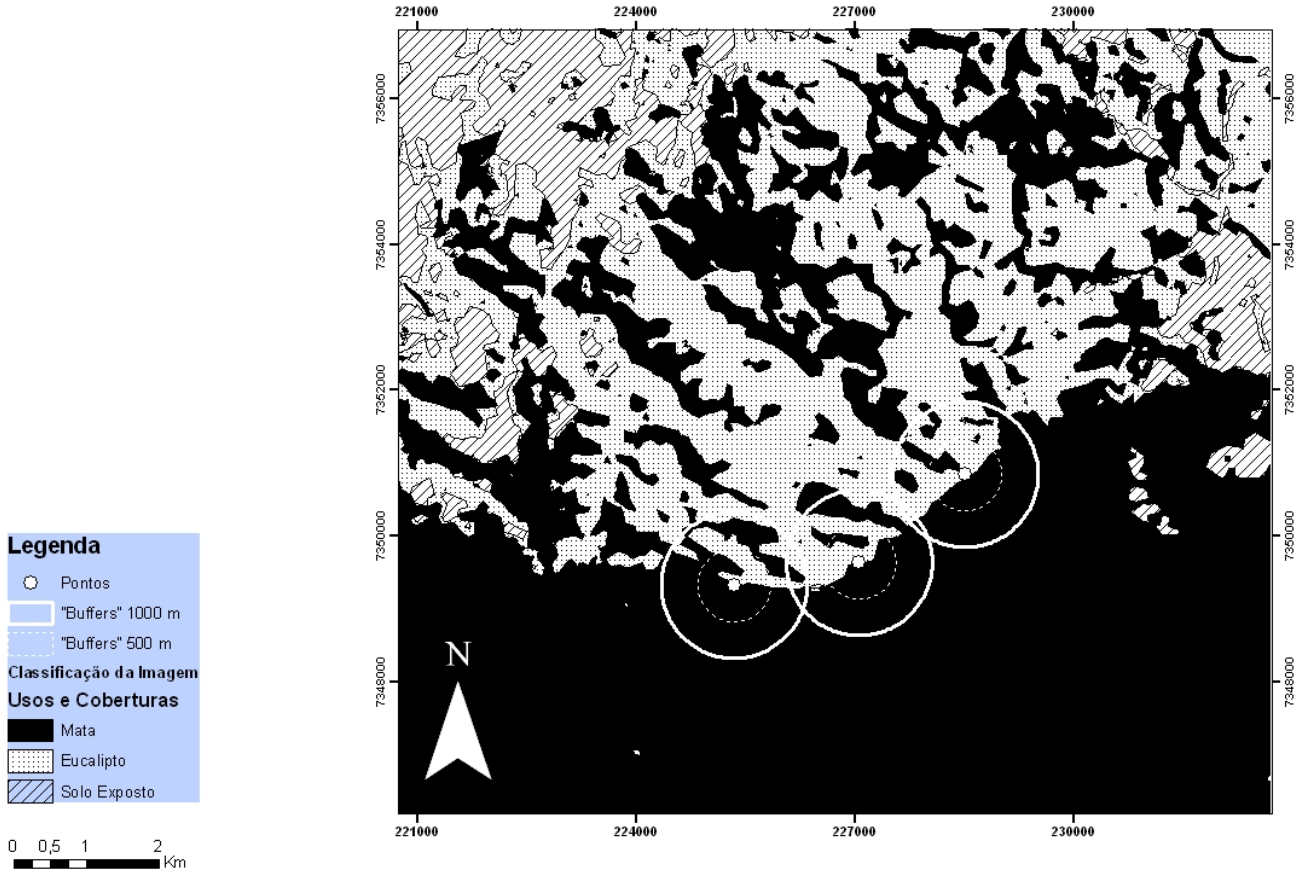

Figura 4 - Cobertura e uso da terra da Área A, unidades amostrais e os “buffers” com raios de 500 e 1000 m

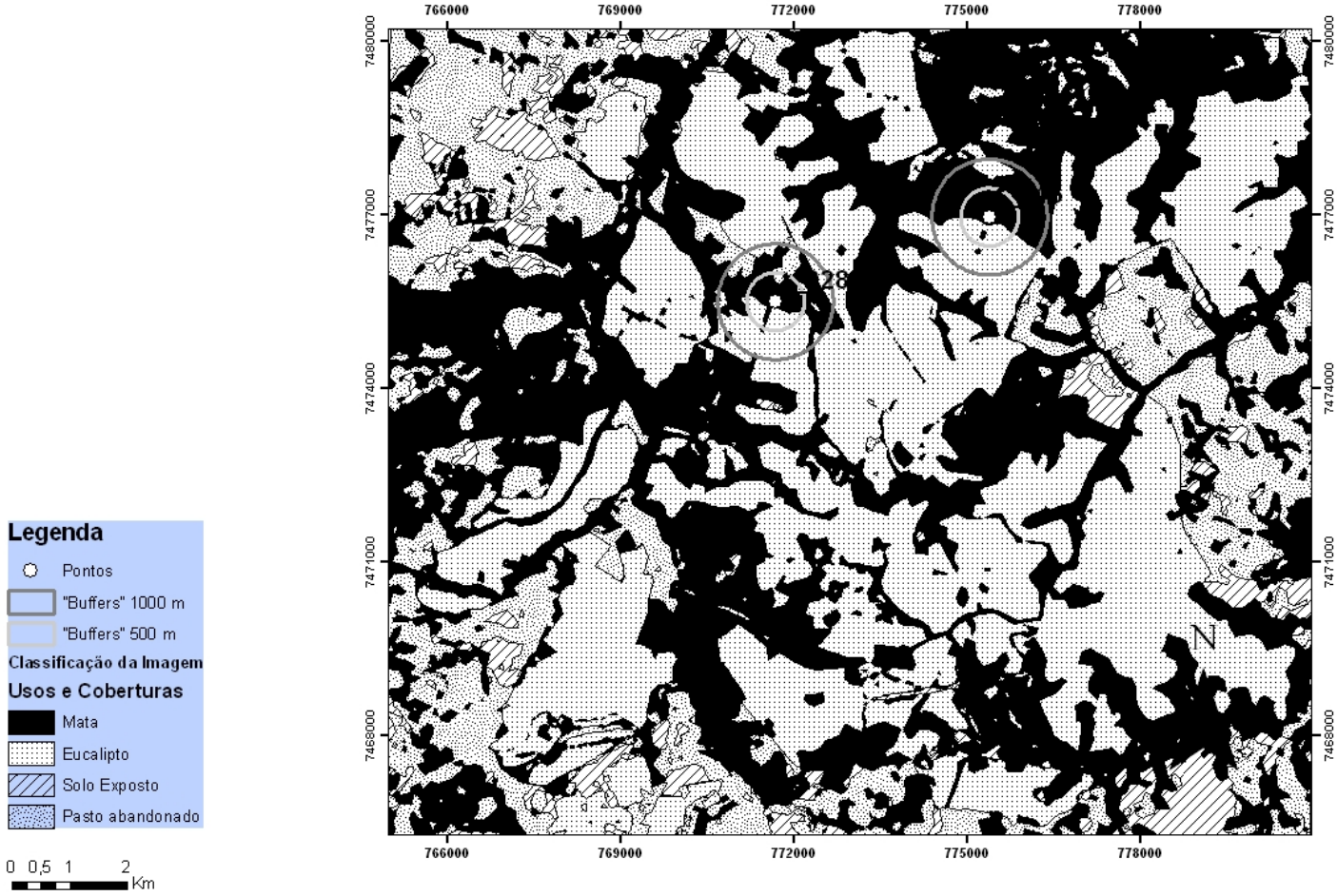

Figura 5 - Cobertura e uso da terra de parte da Área B, unidades amostrais e os “buffers” com raios de 500 e 1000 m

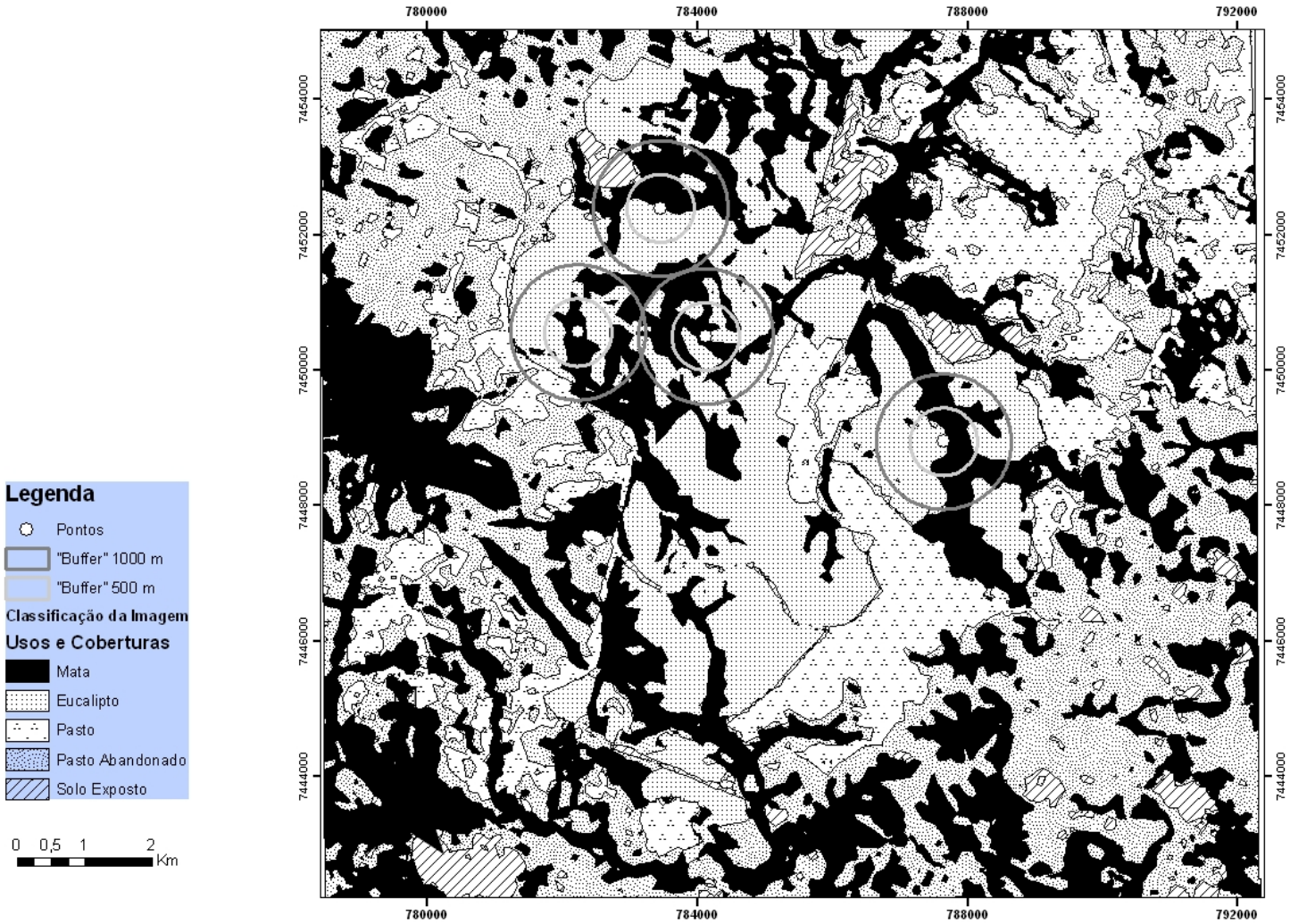

Figura 6 - Cobertura e uso da terra do restante da Área B, unidades amostrais e os “buffers” com raios de 500 e 1000 m

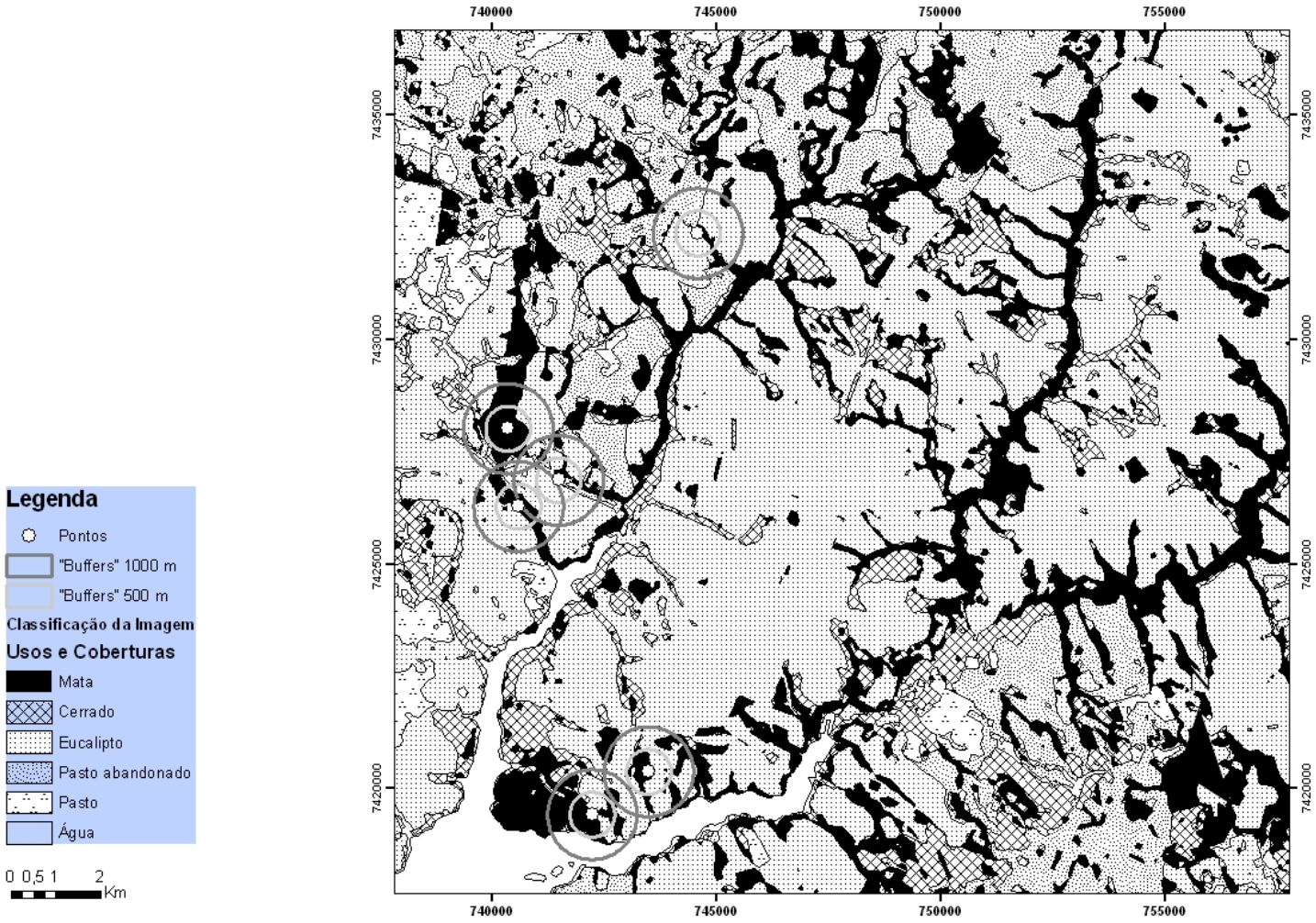

Figura 7 - Cobertura e uso da terra do restante da Área C, unidades amostrais e os "buffers" com raios de 500 e 1000 m

2.2.5 Análises Estatísticas

Para verificar se existe influência da geometria da paisagem sobre os padrões de distribuição e abundância de mamíferos de médio e grande porte em áreas de plantio de eucalipto, e qual a magnitude desta influência, foram utilizados modelos de regressão. As variáveis explanatórias, ou independentes utilizadas foram: área da classe mata e eucalipto (respectivamente AC-Mata e AC-Euc); Índice de Forma da Paisagem da mata e do eucalipto (respectivamente IFP-Mata e IFP-Euc); Índice de Forma da Classe mata e eucalipto (respectivamente IFM-Mata e IFM-Euc); Índice de Dimensão Fractal da mata e do eucalipto (respectivamente IDF-Mata e IDF-Euc); Razão Perímetro/Área da Classe mata e eucalipto (respectivamente RPA-Mata e RPA-Euc) (Tabela 1).

As variáveis respostas ou dependentes foram: número total de espécies (Riqueza), número de espécies de herbívoros (Herbívoros), número de espécies de onívoros (Onívoros), número total de ocorrências (Ocorrências), número de ocorrências de herbívoros (Herbívoros-oc) e número de ocorrências de onívoros (Onívoros-oc).

Dado o caráter de contagem das observações, foram utilizados dois tipos de modelos, o modelo de Poisson e o modelo binomial negativo. O modelo de Poisson foi utilizado quando a média e a variância da variável resposta foram próximas. Já o modelo binomial negativo, foi usado quando a variância da variável dependente foi maior que a média, ou seja, ocorreu super-dispersão (HINDE E DEMÉTRIO 1998).

Para verificar o ajuste dos modelos foram comparados os desvios residuais e os graus de liberdade dos resíduos (um bom ajuste tem os dois valores aproximadamente iguais). Também foram realizadas análises de resíduos através de testes de Shapiro-Wilks (HINDE E DEMÉTRIO 1998). O teste de Shapiro-Wilks verifica se os resíduos podem ser considerados como normalmente distribuídos através de um valor de p. Se este valor de p for maior que 0,05 pode-se assumir que as observações têm distribuição normal.

Depois de ajustado o modelo, e feita a análise de desvio, é necessário realizar a análise de resíduos, principalmente em modelos ajustados a partir de observações que apresentam super-dispersão (variância maior que a média). Em todos os modelos apresentados, todos esses pressupostos foram cumpridos, sendo apresentados os valores de probabilidade obtidos no teste de Shapiro-Wilks (teste que verifica a normalidade) aplicado aos resíduos onde um valor maior que 0,05 indica distribuição normal.

As análises foram realizadas em duas escalas. A primeira foi feita para as áreas de influência encontradas dentro dos “buffers” traçados com 500 m de raio, enquanto a segunda foi realizada para a escala dos “buffers” com 1000 m de raio. A análise em duas escalas espaciais teve por finalidade avaliar qual a escala espacial em que a influência da geometria da paisagem sobre os padrões de distribuição e abundância de mamíferos de médio e grande porte é mais perceptível.

2.3 Resultados

Das 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas neste estudo (Tabela 2), apenas uma, o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), foi encontrada em todas as áreas amostradas. Foi a terceira espécies mais registrada (Figura 12), com 12 registros por identificação de pegadas e oito fotográficos.

Os veados do gênero *Mazama* foram detectados em armadilhas de pegadas em todas as áreas do gradiente de paisagem, não sendo possível a identificação ao nível de espécie (Figuras 9, 10 e 11). Veado-mateiro (*Mazama americana*) foi detectado por armadilha-fotográfica na Área A em trilha dentro de talhão de eucalipto. Nessa trilha o eucalipto era razoavelmente jovem (menos de 2 anos) e podia-se encontrar vastas touceiras de capim e moitas de dicotiledôneas (herbáceas e arbustivas). Veado-catingueiro (*M. gouazoubira*) foi detectado também por armadilha-fotográfica na mesma trilha, na mata contígua e na Área C, em fragmento de floresta nativa (Tabela 2). Ambos foram encontrados anteriormente na Área A por Silva (2004).

O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) ocorreu em quatro das fazendas amostradas. Foi detectado, neste estudo em duas categorias do gradiente de características geométricas e de proporção das vegetações (Tabela 2), o que indica que populações da espécie ainda ocorrem em regiões onde a paisagem é dominada por silvicultura de eucalipto. Foi registrado em talhões de eucalipto e carreadores, sugerindo que faz uso da Área Cultivada, pelo menos para deslocar-se.

Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) e Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) foram detectados na Área C (Tabela 2) que se encontra numa paisagem onde a vegetação dominante é a de silvicultura de eucalipto. As três espécies também foram detectadas em estudo realizado por Silva (2004) na Fazenda João XXIII (Área A).

Onça-parda (*Puma concolor*) foi detectada nas áreas A e C (Tabela 2). Ou seja, não apresentou preferência por habitats mais primevos, ocorrendo, possivelmente, em todas as áreas amostradas neste estudo. Contudo, por ser um predador de grande porte, é naturalmente raro e, portanto, não facilmente detectável.

Irara (*Eira Bárbara*), assim como onça-parda, foi detectada nos dois extremos do gradiente de paisagem estudado. Foi observada transitando por áreas de eucalipto, fora das unidades amostrais, em diversas ocasiões no período deste estudo, inclusive em talhões recém cortados de eucalipto onde as toras ainda não haviam sido empilhadas. Portanto, é possível que ocorra em todas as áreas de estudo. Quati (*Nasua nasua*) foi detectado nas Áreas B e C (Tabela 2), ocorrendo possivelmente em todas as áreas amostradas.

Dez espécies foram detectadas em apenas uma das Áreas, cinco delas foram registradas na Área Com maior quantidade de mata no gradiente de paisagem estudado (Área A) (Tabela 2). São elas: cateto (*Pecari tajacu*), veado-mateiro (*Mazama americana*), anta (*Tapirus terrestris*), onça-pintada (*Panthera onca*) e bugio (*Alouatta guariba*). Cateto foi detectado em estudo posterior na Área C (Capítulo 3 desta tese). Onça-pintada foi detectada neste estudo apenas na Área A, paisagem onde ainda existem grandes contínuos de vegetação nativa. Bugio foi detectada apenas na Área A. Contudo, a espécie pode ocorrer nas outras áreas de estudo e não ter sido detectada por apresentar hábito arborícola.

As outras cinco espécies detectadas em apenas uma área foram: tamaduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), cutia (*Dasyprocta azarae*), paca (*Cuniculus paca*), jaguarundí (*Puma yagouaroundi*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*). Tamanduá-mirim foi detectado apenas na Área C (Tabela 2). Contudo, visto que tal área situa-se no extremo mais pobre em vegetações nativas, é possível que ocorra em todas as áreas estudadas, não tendo sido detectado por ter hábitos arborícolas. A espécie também foi detectada por Silva (2004) na Área A. Cutia foi detectada na Área C (Tabela 2). Portanto, possivelmente ocorre em todas as áreas amostradas, dependendo da disponibilidade de frutos e sementes e do histórico de caça. Paca foi detectada na Área B, em um fragmento de vegetação nativa, relativamente extenso e contínuo com áreas vizinhas de vegetação nativa. Também foi detectada por Silva (2004) na Área A. Apesar de ocorrer na Área B, onde a fauna de mamíferos de médio e grande porte já se encontra bastante empobrecida em relação ao extremo mais rico do gradiente de paisagem, é possível que tenha desaparecido em muitas áreas do Estado de São Paulo devido à caça. Inclusive em parte das áreas estudadas.

Anta foi a espécie que teve maior número de registros (Tabela 2), com 32 registros na Área A. Dos registros de antas, 22 foram feitos por reconhecimento de rastros e 10 por armadilhas-fotográficas. Jaguarundí foi detectado na Área B e também foi detectado por Silva (2004) e Tófoli (2002) na Área A. É possível que ocorra em todas as áreas estudadas. Contudo, assim como os outros felinos é ameaçado pela caça realizada por moradores rurais a fim de proteger criações domésticas.

Macaco-prego (*Cebus nigritus*) foi detectado, neste estudo, na Área B e na Área A por Silva (2004). Ocupa habitats secundários e degradados (McGREW 1998, FRAGASZY et al. 2004), portanto pode ocorrer em todas as áreas estudadas. Contudo, por ter hábitos arborícolas, é de difícil detecção pelos métodos aqui empregados.

A terceira espécie mais registrada foi o cateto (Figura 12), com uma observação direta de 20 indivíduos, entre jovens, machos e fêmeas, em uma só vara, e dois registros por pegadas. Esta espécie também foi registrada apenas na Área A (Tabela 2).

Nas áreas estudadas, historicamente, existem registros de 42 espécies de mamíferos de médio e grande porte (REIS et al. 2006). Destas, 22 espécies não foram detectadas neste estudo (Tabela 3). Foram excluídas das análises as espécies que possuem hábitos quase exclusivamente arborícola, bugio, macaco-prego, e que requerem métodos de amostragem diversos dos aqui empregados. Além destas, as espécies de carnívoros e insetívoros não foram utilizadas nas análises estatísticas, pois tiveram baixo número de registros, o que tornou impossível sua inclusão nos modelos de regressão.

Os resultados da amostragem de fauna e de métricas e índices da paisagem dos blocos “t-48” e “t-55” da Fazenda Santa Irene foram excluídos das análises estatísticas. Os carreadores destes blocos têm mais areia desagregada que os carreadores dos demais e, portanto, a facilidade de encontrar, e identificar, pegadas é maior que nos outros. Além disto, o talhão de eucalipto, onde foi instalada a trilha de amostragem de eucalipto, do bloco “t-55” possuía sub-bosque muito mais desenvolvido que das demais trilhas de eucalipto nos outros blocos de amostragem.

Também foi excluído das análises o bloco “t-16”, da Fazenda Vitória. Apesar de observados rastros de mamíferos de médio e grande porte ao se percorrer, ocasionalmente, os carreadores da fazenda durante o período do trabalho, poucos foram registrados pelas parcelas de areia e nenhum pelas armadilhas-fotográficas. Além dos anteriores, foram excluídos das análises

os blocos “t-67” e “t-297”, da Fazenda Santa Terezinha. Estes blocos não tiveram nenhum registro por pegadas ou fotográfico.

A curva de incidência de espécies (Figura 8) não atingiu a assíntota, estimada pelo método de Jacknife (COLWELL E CODDINGTON 1994) em 28,18 espécies, indicando que, possivelmente maior esforço de coleta seria necessário para a detecção de todas as espécies presentes nas áreas estudadas.

As espécies, e seus registros por bloco de amostragem, utilizadas na análise dos dados são apresentadas no Anexo 1. As métricas e índices de paisagem coletados para cada medida de raio de “buffer” (500 m e 1000 m) são apresentados nos Anexos 2 e 3.

Tabela 2 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas nas fazendas de plantio de eucalipto amostradas neste estudo

Taxonomia					Área		
Ordem	**Família**	**Espécie**	**Nome Comum**	**Grupo Funcional**	**A**	**B**	**C**
Cingulata	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus* (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha	Onívoro	X	X	X
Pilosa	Myrmecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	Insetívoro	X		X
		Tamanduá tetradactyla (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	Insetívoro			X
Rodentia	Dasyproctidae	*Dasyprocta azarae* (Lichtenstein, 1823)	Cutia	Herbívoro			X
	Cuniculidae	*Cuniculus paca* (Linnaeus, 1758)	Paca	Herbívoro		X	
Lagomorpha	Leporidae	*Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758)	Tapití	Herbívoro			X
Artiodactyla	Tayassuidae	*Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758)	Cateto	Herbívoro	X		
	Cervidae	*Mazama americana* (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro	Herbívoro	X		
		Mazama gouazoupira (Fischer, 1814)	Veado-catingueiro	Herbívoro	X		X
		Mazama sp. (Rafinesque, 1817)	Veado	Herbívoro	X	X	X
Perissodactyla	Tapiridae	*Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)	Anta	Herbívoro	X		
Carnivora	Felidae	*Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	Carnívoro		X	X
		Leopardus wiedii (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	Carnívoro			X
		Panthera onca (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	Carnívoro	X		
		Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Onça-parda, Suçuarana	Carnívoro	X		X
		Puma yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	Jaguarundí, Gato-mourisco	Carnívoro		X	
	Canidae	*Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	Onívoro			X
	Mustelidae	*Eira barbara* (Linnaeus, 1758)	Irara	Onívoro	X		X
	Procionidae	*Nasua nasua* (Linnaeus, 1766)	Quati	Onívoro		X	X
Primates	Atelidae	*Alouatta guariba* (Humboldt, 1812)	Bugio	Herbívoro	X		
	Cebidae	*Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809)	Macaco-prego	Herbívoro		X	

Classificação taxonômica segundo Wilson E Reeder 2005.

Tabela 3 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte não detectadas nas fazendas de plantio de eucalipto amostradas neste estudo

Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Grupo Funcional
Cingulata	Dasypodidae	*Dasypus septemcinctus* (Linnaeus, 1758)	Tatuí	Onívoro
		Euphractus sexcinctus (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, Tatu-peva	Insetívoro
		Cabassous tatouay(Desmarest, 1804)	Tatu-de-rabo-mole	Onívoro
		Priodontes maximus (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	Insetívoro
Pilosa	Bradypodidae	*Bradypus variegatus* (Shinz, 1825)	Preguiça, Bicho-preguiça	Herbívoro
Rodentia	Erethizontidae	*Sphigurus spinosus* (F. Cuvier, 1823)	Ouriço	Herbívoro
		Sphigurus vilosus (F. Cuvier, 1823)	Ouriço	Herbívoro
	Caviidae	*Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766)	Capivara	Herbívoro
Artiodactyla	Tayassuidae	*Tayassu pecari* (Link, 1795)	Queixada	Herbívoro
	Cervidae	*Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	Herbívoro
		Blastoceros dicotomus (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	Herbívoro
Carnivora	Felidae	*Leopardus tigrinus* (Shreber, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	Carnívoro
	Canidae	*Lycalopex vetulus* (Lund, 1842)	Rapozinha	Onívoro
		Speothos venaticus (Lund, 1839)	Cachorro-vinagre	Onívoro
		Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815)	Lobo-guará	Onívoro
	Mustelidae	*Galictis cuja* (Molina, 1782)	Furão	Onívoro
		Lontra longicaudis (Olfers, 1818)	Lontra	Carnívoro
		Pteronura brasiliensis (Gmelin, 1788)	Ariranha	Carnívoro
	Mephitidae	*Conepatus semistriatus* (Boddaert, 1785)	Cangambá, Jaritataca	Onívoro
	Procionidae	*Procyon cancrivorus* (Brongniart, 1792)	Guaxiním, Maõ-pelada	Onívoro
Primates	Atelidae	*Brachyteles arachnoides* (É Geoffroy, 1806)	Mono, Mono-carvoeiro	Herbívoro
	Pithecidae	*Callicebus nigrifrons* (Spix, 1823)	Sauá, Guigó	Herbívoro

Classificação taxonômica segundo Wilson E Reeder 2005.

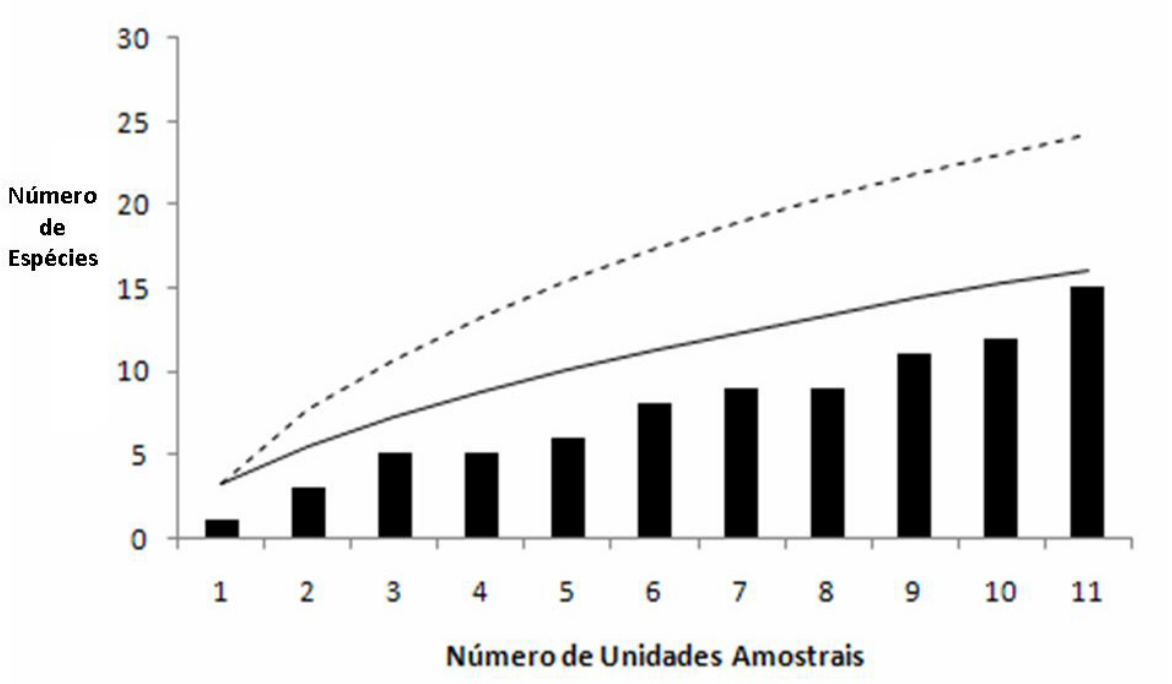

Figura 8 - Acumulação de espécies observadas por número de blocos de amostragem (colunas). A linha contínua representa a média de espécies observadas por número de unidades amostrais e, a linha pontilhada as espécies estimadas pelo Método Jacknife

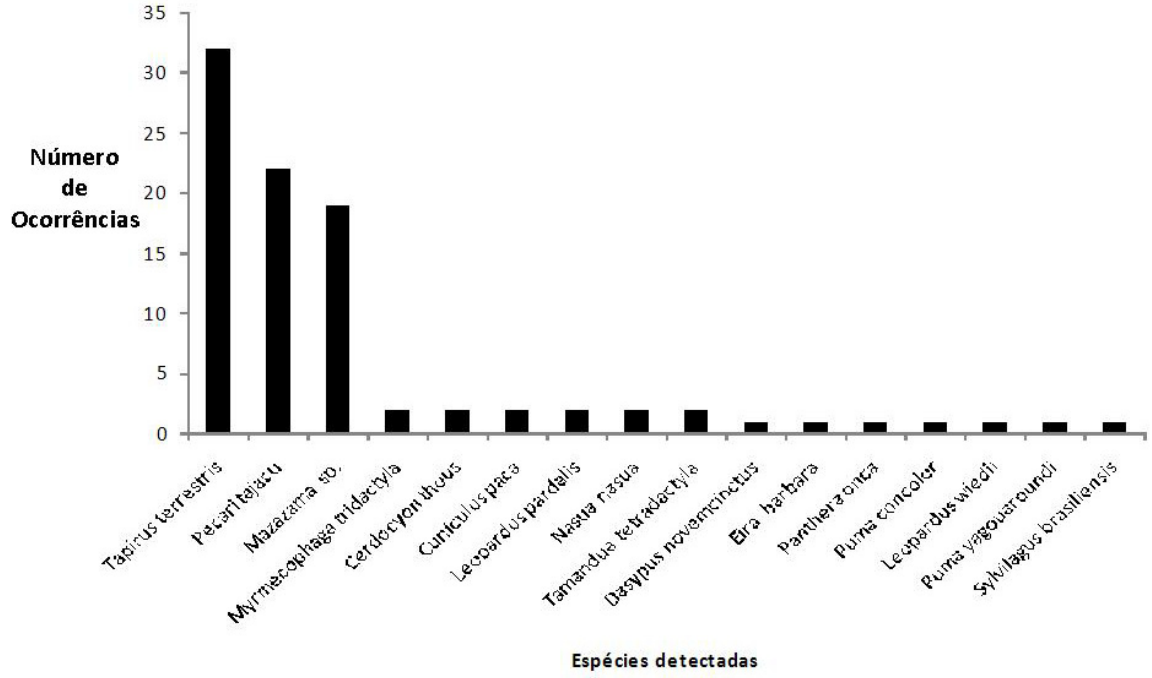

Figura 9 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na Área A, ordenadas por números de ocorrências

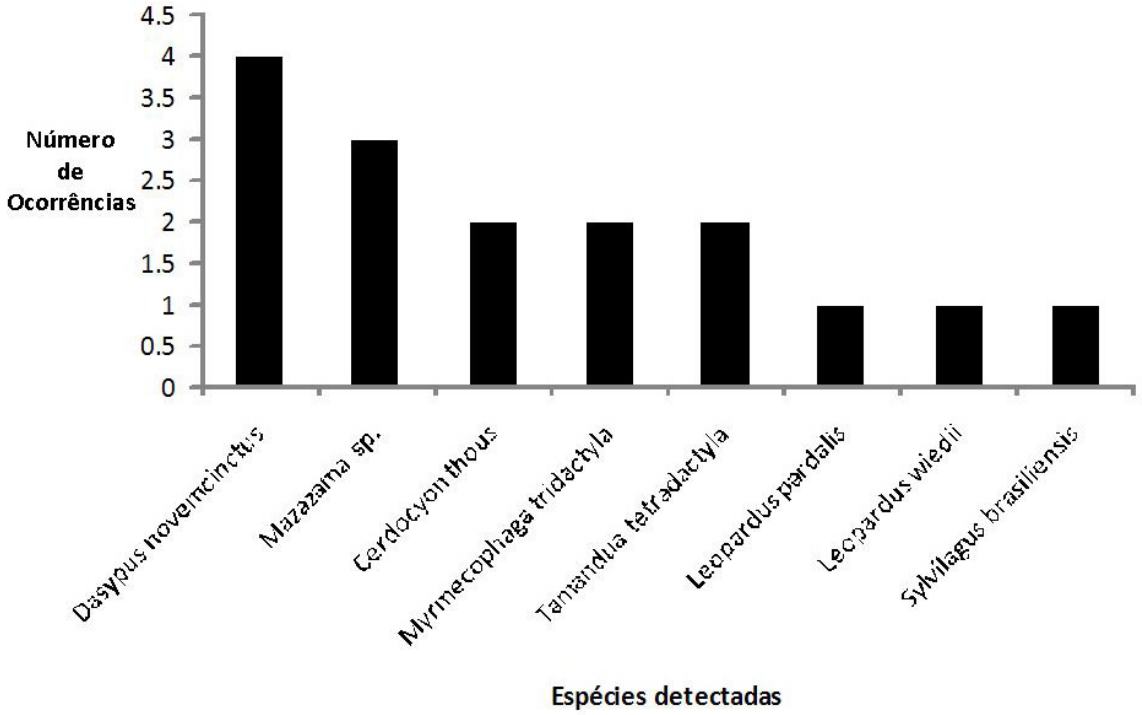

Figura 10 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na Área B, ordenadas por números de ocorrências

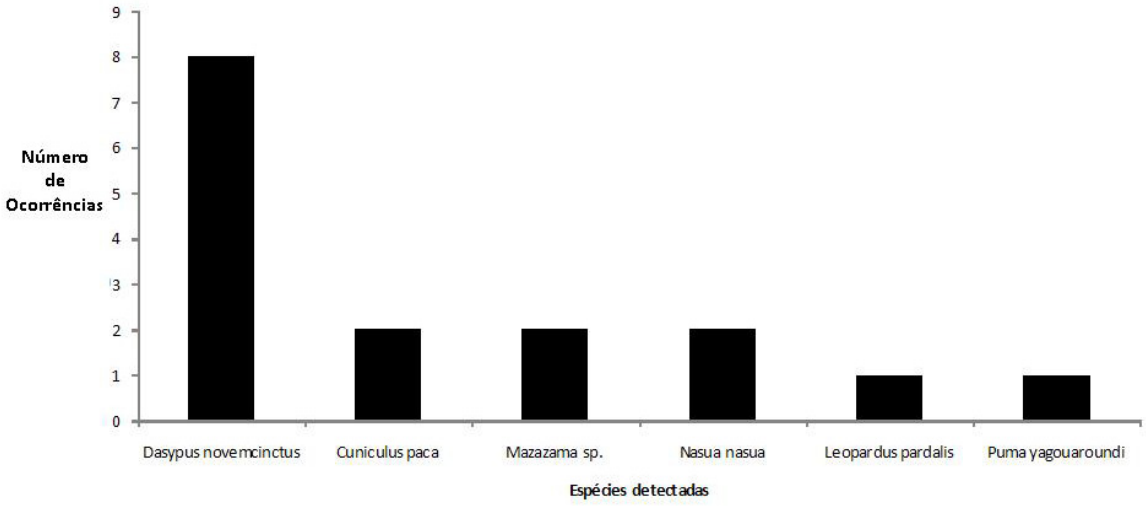

Figura 11 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na Área C, ordenadas por números de ocorrências

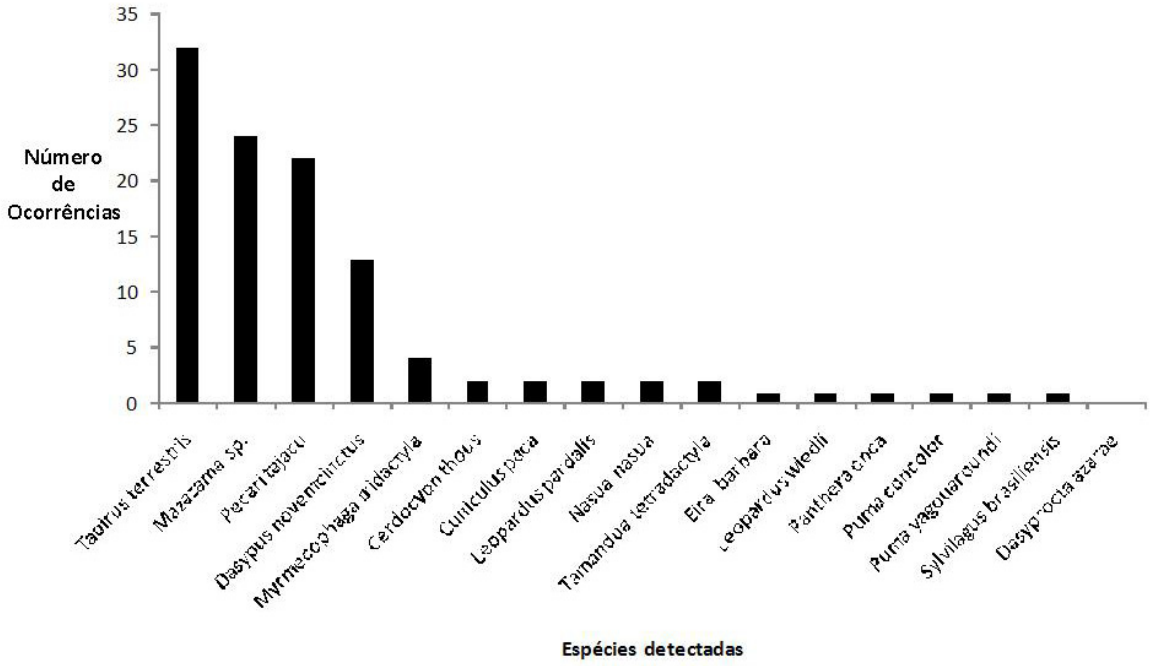

Figura 12 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas em todas as Áreas, ordenadas por números de ocorrências

Na escala dos "buffers" com 500 m de raio, duas das relações testadas tiveram modelos com ajustes razoáveis e resultados significativos. A primeira destas relações foi entre o número total de ocorrências e o Índice de Forma da Mancha (Médio) - Eucalipto (IFM-Euc). A média do número total de ocorrências é 10,09, e a variância 211,29, ou seja, ocorre super-dispersão, portanto foi ajustado um modelo binomial negativo com função de ligação logarítmica, e realizada a análise de desvios, constatou-se que o ajuste do modelo é adequado (Tabela 4, Figura 13). O segundo modelo com ajuste adequado e resultados significativos na escala de 500 m de raio dos "bufers" foi ajustado para a relação entre número de ocorrências de herbívoros e Índice de Forma da Mancha (Médio) - Mata (IFM-Mata). A média do número de ocorrências de herbívoros é 7,36 , e a variância é 197,05 , ocorrendo, portanto, super-dispersão e sendo ajustado um modelo binomial negativo com função de ligação logarítmica. Feita a análise de desvios do modelo e dos resíduos, verificou-se que o modelo possui ajuste adequado (Tabela 4, Figura 14).

Tabela 4 - Resultados para os modelos de regressão dos "buffers" com 500 m de raio

Variável Dependente	Modelo	Variável Independente	Desvios	Shapiro-Wilks
Ocorrências (totais) Méd. = 10,09 Var. = 211,29	Binomial-Negativo	Índice de Forma da Mancha (Média) - Eucalipto (IFM-Euc)	p = 0,0106	p = 0,2110
Ocorrências de herbívoros Méd. = 7,36 Var. = 197,05		Índice de Forma da Mancha (Média) - Mata (IFM-Mata)	p = 0,0382	p = 0,4287

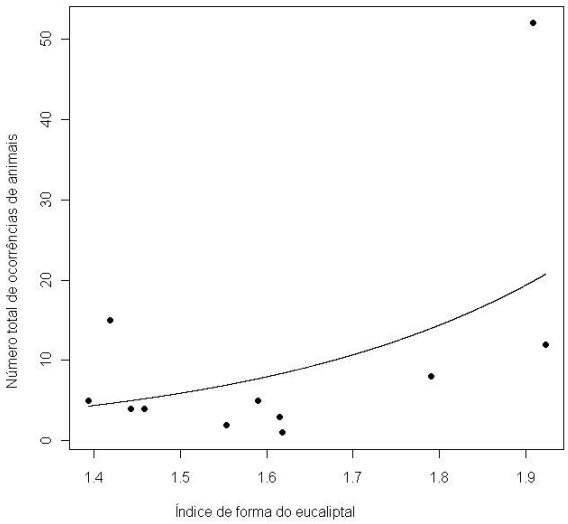

Figura 13 - Número total de ocorrências segundo o Índice de Forma da Mancha (Médio) - Eucalipto nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

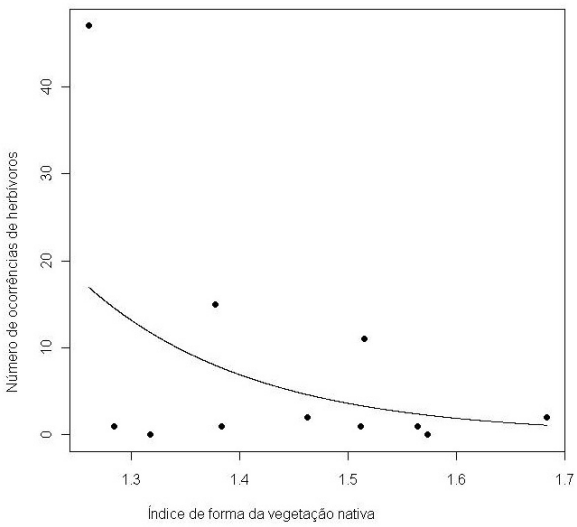

Figura 14 - Número de ocorrências de herbívoros segundo o Índice de Forma da Mancha (Médio) - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

Na escala dos "buffers" com 1000 m de raio, nove das relações testadas tiveram modelos com ajustes razoáveis e resultados significativos. Duas destas foram relações de índices da paisagem com o número total de ocorrências. A primeira destas relações foi entre o número total de ocorrências e a Área da Classe Mata (AC-Mata) (Tabela 5, Figura 15). A segunda teve como variável o índice de forma da classe eucalipto (IFM-Euc) (Tabela 5, Figura 16). A média do número total de ocorrências é 10,09 , e a variância é 211,29 , ou seja, ocorre super-dispersão, portanto foram ajustados modelos binomiais negativos com função de ligação logarítmica, e feitas análises de desvios.

Tabela 5 - Resultados para os modelos de regressão dos “buffers” com 1000 m de raio para ocorrências totais

Variável Dependente	Modelo	Variável Independente	Desvios	Shapiro-Wilks
Ocorrências (totais) Méd. = 10,09 Var. = 211,29	Binomial-Negativo	Área da Classe Mata (Ha) (AC-Mata)	p = 0,0262	p = 0,4689
		Índice de Forma da Mancha (Média) - Eucalipto (IFM-Euc)	p = 0,0072	p = 0,3974

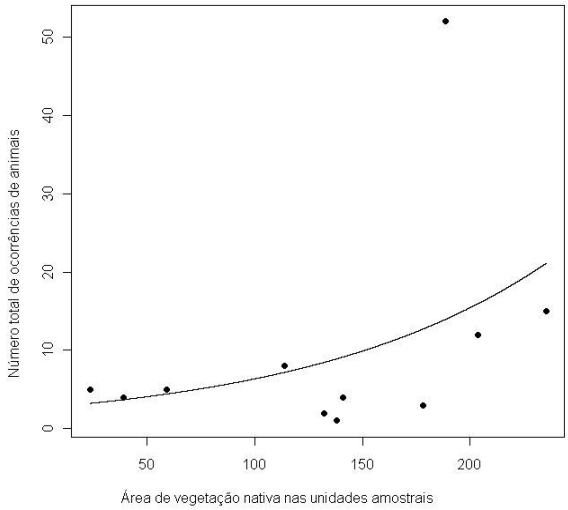

Figura 15 - Número total de ocorrências segundo Área da Classe - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

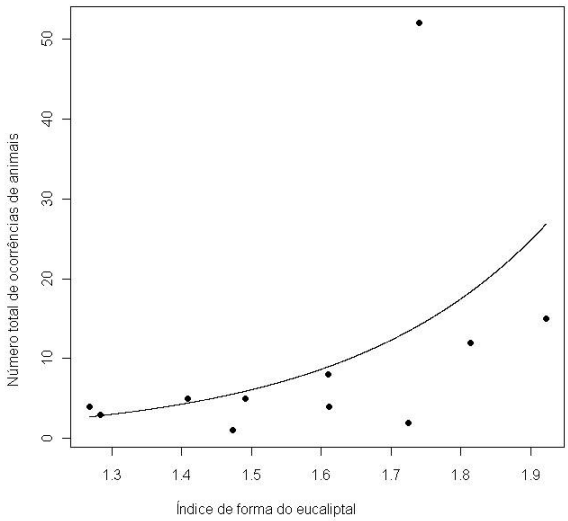

Figura 16 - Número total de ocorrências segundo Índice de Forma da Mancha (Média) - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

Das nove regressões na escala de “buffers” com 1000 m de raio, quatro tiveram como variável dependente o número de ocorrências de onívoros. A primeira regressão com resultados significativos e razoável ajuste do modelo foi com a variável independente Índice de Forma na Paisagem - Mata (IFP-Mata) (Tabela 6, Figura 17). A segunda foi com Índice de Forma da Mancha (Média) - Mata (IFM-Mata) (Tabela 6, Figura 18), a terceira foi com o Índice de Dimensão Fractal (Média) - Mata (IDF-Mata) (Tabela 6, Figura 19) e a quarta foi com a Razão Perímetro x Área (Média) - Mata (RPA-Mata) (Tabela 6, Figura 20). A média do número de ocorrências de onívoros é 1,63 , e a variância é 2,85 , ou seja, a média e a variância são bem próximas, portanto para o ajuste dos modelos, foi utilizado o modelo de Poisson com função de

ligação logarítmica, e através das análise de desvios foi possível constatar que os modelos têm ajuste adequado.

Tabela 6 - Resultados para os modelos de regressão dos "buffers" com 1000 m de raio para ocorrências de onívoros

Variável Dependente	Modelo	Variável Independente	Desvios	Shapiro-Wilks
Ocorrências de Onívoros	Poisson	Índice de Forma na Paisagem - Mata (IFP-Mata)	p = 0,052	p = 0,2428
Méd. = 1,63		Razão Perímetro x Área - Mata (RPA-Mata)	p = 0,0125	p = 0,5943
Var. = 2,85		Índice de Forma da Mancha (Média) - Mata (IFM-Mata)	p = 0,0421	p = 0,5608
		Índice de Dimensão Fractal - Mata (IDF-Mata)	p = 0,0052	p = 0,822

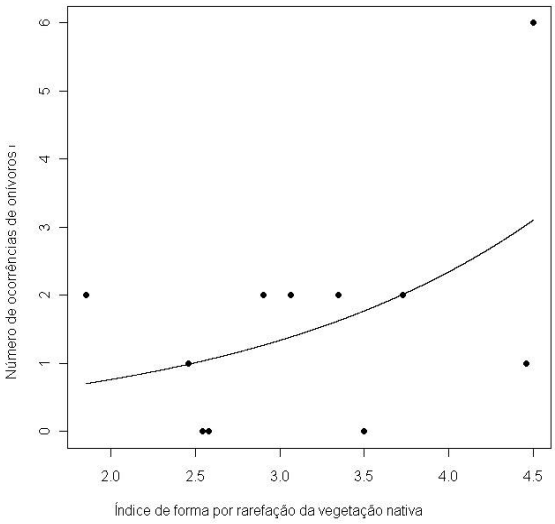

Figura 17 - Número de ocorrências de onívoros segundo Índice de Forma na Paisagem - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

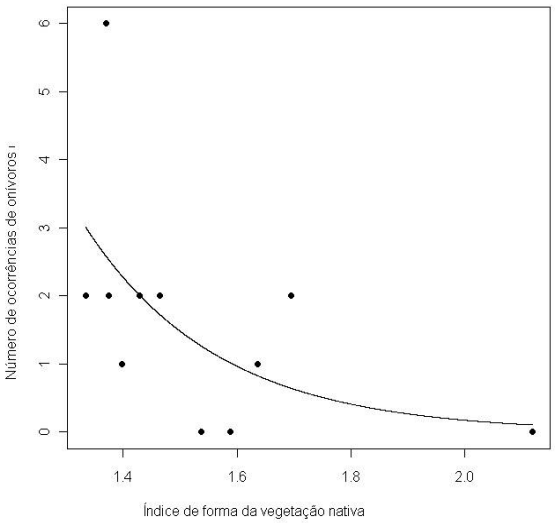

Figura 18 - Número de ocorrências de onívoros segundo Índice de Forma da Mancha (Média) - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

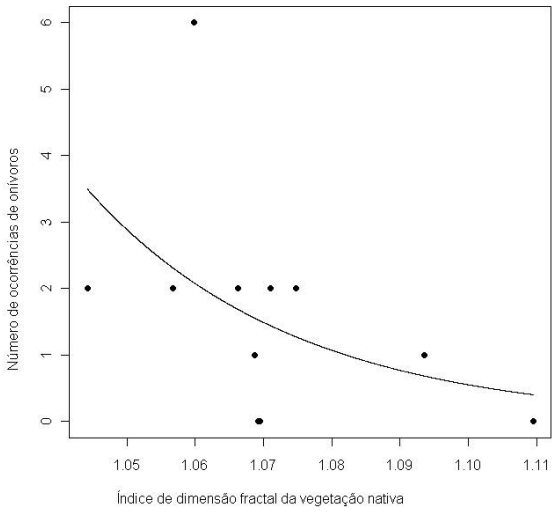

Figura 19 - Número de ocorrências de onívoros segundo Índice de Dimensão Fractal (Média) - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

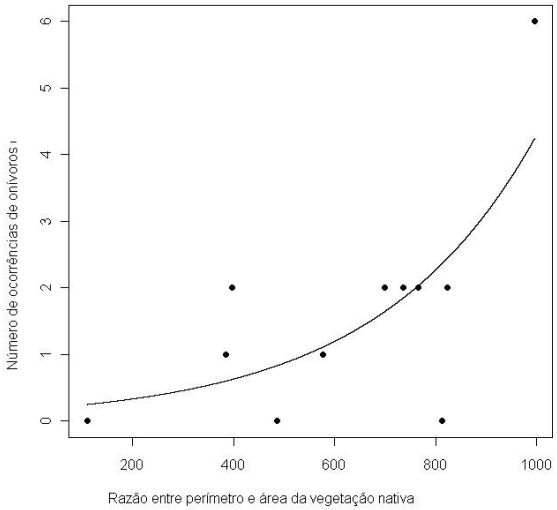

Figura 20 - Número de ocorrências de onívoros segundo Razão Perímetro x Área (Média) - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

As últimas três das nove regressões na escala de "buffers" com 1000 m de raio tiveram como variável dependente o número de ocorrências de herbívoros. As variáveis independentes detes modelos foram: Área da Classe - Mata (AC-Mata) (Tabela 7, Figura 21), Área da Classe - Eucalipto (AC-Euc) (Tabela 7, Figura 22) e Índice de Forma da Mancha (Média) - Eucalipto (IFM-Euc) (Tabela 7, Figura 23). A média do número de ocorrências de herbívoros é 7,36 , e a variância é 197,05 , ou seja, ocorre super-dispersão, portanto foram ajustados modelos binomiais negativos com função de ligação logarítmica, e através da análise de desvios foi possível constatar que os modelos têm ajuste adequado.

Tabela 7 - Resultados para os modelos de regressão dos "buffers" com 1000 m de raio para ocorrências de herbívoros

Variável Dependente	Modelo	Variável Independente	Desvios	Shapiro-Wilks
Ocorrências de Herbívoros	Binomial-Negativo	Área da Classe Mata (Ha) (AC-Mata)	p = 0,0041	p = 0,6951
Méd. = 7,36		Área da Classe Eucalipto (Ha) (AC-Euc)	p = 0,0297	p = 0,6657
Var. = 197,05		Índice de Forma da Mancha (Média) - Eucalipto (IFM-Euc)	p = 0,002	p = 0,9224

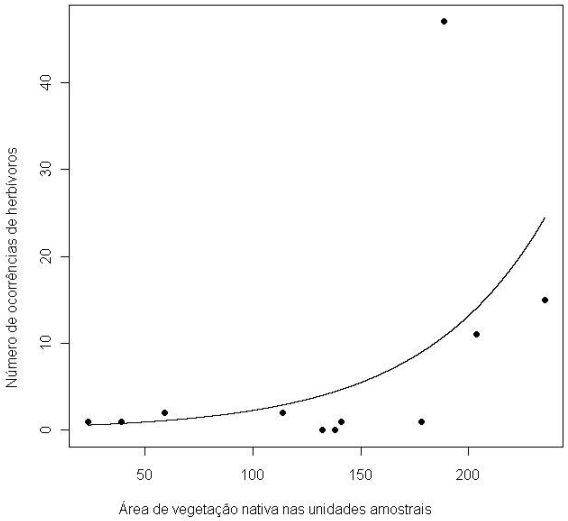

Figura 21 - Número de ocorrências de herbívoros segundo Área da Classe - Mata nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

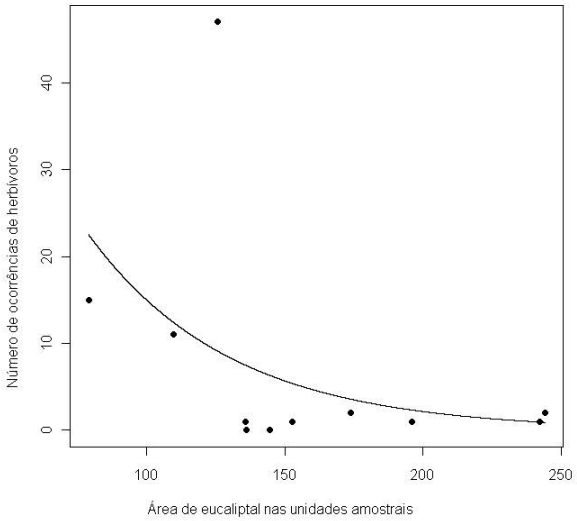

Figura 22 - Número de ocorrências de herbívoros segundo Área da Classe - Eucalipto nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

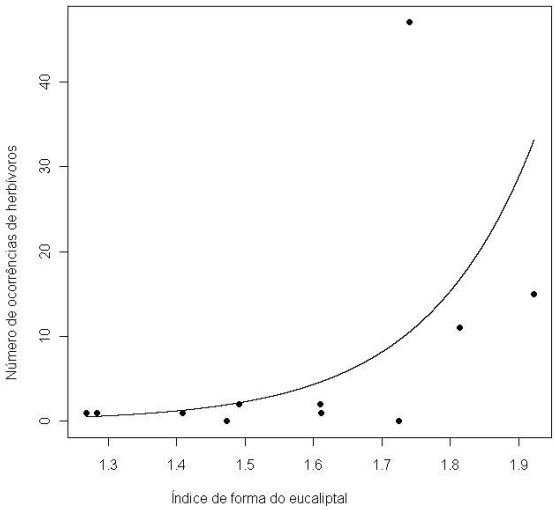

Figura 23 - Número de ocorrências de herbívoros segundo Índice de Forma da Mancha (Média) - Eucalipto nas unidades amostrais: valores observados e curva ajustada

Através do cruzamento dos dados de riqueza e números de ocorrências dos grupos funcionais e de toda a mastofauna de médio e grande porte detectada com aqueles obtidos da extração de setores ("buffers") das imagens classificadas das áreas de estudo, foi possível verificar que existe uma relação positiva do aumento na escala de observação orbital dos 500 m de raio para 1000 m de raio nos "buffers". Tal efeito se deve à maior capacidade de percepção das diferenças geométricas, entre as unidades amostrais, em escala espacial mais ampla (WIENS 1989, LORD E NORTON 1990). Assim, um maior número de relações significativas ficou perceptível na escala dos "buffers" de 1000 m de raio.

2.4 Discussão

Existem registros de distribuição para 42 espécies de mamíferos de médio e grande porte, quando incluídos os primatas, para as regiões estudadas (FONSECA et al. 1996, EMMONS E FEER 1997, REDFORD E EISENBERG 1999). Destas, 22 não foram detectadas neste estudo. Seis destas espécies, possivelmente estão presentes em todas as áreas estudadas, mas não foram detectadas por possível insuficiência amostral. São elas: tatuí (*Dasypus septemcinctus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*), furão (*Galictis cuja*), jaritataca (*Conepatus semistriatus*) e mão-pelada (*Procyon cancrivorus*). Com exceção da jaritataca, todas foram detectadas por Silva (2004), na fazenda João XXIII.

Tatuí é caracterizado como insetívoro generalista por Redford (1985), apesar de seus hábitos alimentares terem sido pouco estudados (MEDRI et al. 2006). Pode ser encontrado em campos, florestas e cerrados (WETZEL 1982) e tolera habitats alterados pelo homem (McDONOUGH et al. 2000). Tatu-de-rabo-mole alimenta-se principalmente de formigas e cupins (REDFORD 1985). Habita florestas e tolera habitats secundários, mas não ocorre em áreas de agricultura degradadas (AGUIAR 2004). A primeira espécie possivelmente ocorre nas áreas levantadas neste estudo; contudo, não foi detectada no período de levantamento possivelmente por insuficiência amostral ou viés dos métodos de coleta. No entanto, a segunda espécie pode estar localmente extinta devido às características historicamente agrícolas da paisagem que domina a área estudada. Tatu-peva possui hábito alimentar semelhante ao do tatu-galinha (MEDRI et al. 2006) e, portanto, deve ser generalista também quanto a seus habitats. As três espécies foram detectadas por Dotta (2005) em áreas da Bacia do Rio Passa–Cinco, tributário do Rio Corumbataí. A paisagem estudada por Dotta (2005) é formada principalmente por pastagens, eucaliptais, culturas anuais e remanescentes secundários e pioneiros de vegetação nativa em conformação dendrítica.

Furão possui dieta composta de vertebrados, tais como pequenos mamíferos, répteis, anfíbios e aves (CHEIDA et al. 2006). Ocorre em florestas e áreas abertas (REIS et al. 2006). Mão-pelada alimenta-se de insetos, peixes, caranguejos, anfíbios e frutos (EMMONS E FEER 1997, NOWAK 1999, REDFORD E EISENBERG 1999). Ocorre em florestas próximas a banhados, manguezais e praias (CHEIDA et al. 2006). Ambos são bastante generalistas em suas dietas, contudo, pelo menos aparentemente, a primeira espécie tolera melhor as alterações impostas por atividades humanas, visto que o mão-pelada depende ainda da qualidade da água

para sua sobrevivência. Jaritataca alimenta-se de invertebrados, pequenos mamíferos e frutos (CHEIDA et al. 2006). Ocorre em vegetações abertas, como campos e cerrados, e evita matas densas (VIEIRA 1955, CARVALHO 1983, EMMONS E FEER 1997, REDFORD E EISENBERG 1999, SILVA et al. 2004). Estas três espécies, também foram detectadas por Dotta (2005), na região do Rio Passa-Cinco, que possui características de paisagem semelhantes às das áreas no extremo mais modificado do gradiente de paisagem amostrado no presente estudo.

Lobo-guará e gato-do-mato-pequeno foram detectados em coletas subseqüentes (Capítulo 3 desta tese). O lobo-guará é um animail de hábitos generalistas; alimenta-se de matéria vegetal (principalmente frutos), insetos, vertebrados (inclusive presas de médio e grande porte, tais como catetos e veados-campeiros segundo) e animais domésticos (CHEIDA et al. 2006). O gato-do-mato-pequeno é considerado o menor felino do Brasil (CHEIDA et al. 2006). Alimenta-se de pequenos vertebrados e pode se alimentar de presas maiores como quatis, pacas e tapitis (FONSECA et al. 1996, EMMONS E FEER 1997, OLIVEIRA E CASSARO 1997, REDFORD E EISENBERG 1999, NAKANO-OLIVEIRA 2002, ROCHA-MENDES 2005). Apesar de um registro de ingestão de jabuticabas (PERACHI et al. 2002), esta espécie também tem hábitos carnívoros e, por conseguinte, apesar do pequeno porte, baixas densidades populacionais. Ocorre em todos os biomas brasileiros e pode ser encontrado próximo a áreas agrícolas (FONSECA et al. 1996, EMMONS E FEER 1997, OLIVEIRA E CASSARO 1997, SILVA et al. 2004).

Carnívoros geram atitudes negativas das populações humanas em todas as regiões do mundo onde ocorrem (OLI et al. 1994) e, portanto são perseguidos e têm suas populações reduzidas. Além disto, são vítimas de atropelamentos e da redução de habitats originais. Lobo-guará e gato-do-mato-pequeno, também foram detectados na região da Bacia do Passa-Cinco (DOTTA 2005). Estas espécies são naturalmente raras; contudo, lobo-guará costuma deixar marcas bastante conspícuas onde ocorre. Não foi detectado neste estudo, possivelmente por preferir áreas de vegetação aberta (REDFORD E EISENBERG 1999).

Cinco espécies não foram detectadas devido à capacidade dos métodos de parcelas de areia e armadilhas-fotográficas, em registrar apenas animais com hábitos terrestres e escansoriais. Preguiça (*Bradypus variegatus*) e ouriços (*Sphigurus spinosus*, *S. vilosus*) possuem hábitos arborícolas (MEDRI et al. 2006, OLIVEIRA E BONVICINO 2006).

Ainda, a disposição das unidades amostrais evitou áreas úmidas, como banhados, nascentes e cursos d'água, o que não permitiu o registro de algumas espécies com hábitos semi-

aquáticos, como a lontra e a capivara (CHEIDA et al. 2006, OLIVEIRA E BONVICINO 2006). Capivara alimenta-se de gramíneas e vegetação aquática (OLIVEIRA E BONVICINO 2006). Ocorre em matas ciliares e savanas periodicamente inundáveis (OLIVEIRA E BONVICINO 2006, FERRAZ et al. 2007). É rara ou extinta em algumas regiões do país; contudo é comum no Estado de São Paulo (VERDADE E FERRAZ 2006). Lontra ainda pode ser encontrada em cursos d'água na maior parte do Estado de São Paulo. Depende da piscosidade do rio, da presença de praias arenosas ou pedregosas próximas a barrancos, onde descansa e escava suas tocas. Foi caçada à exaustão, pois tem pele com pelagem macia, apreciada pelos fabricantes de vestimentas e acessórios de países estrangeiros (CHEIDA et al. 2006).

Quatro espécies não seriam detectadas pelos métodos utilizados, mas encontram-se provavelmente extintas na maior parte das áreas estudadas. São elas: cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), ariranha (*Pteronura brasiliensis*), mono-carvoeiro (*Brachyteles aracnóide*) e sauá (*Callicebus nigrifrons*). O cervo-do-pantanal ocorre em áreas úmidas, como várzeas e planícies de inundação (PINDER E GROSSE 1991, TOMAS et al. 1997). Consome plantas aquáticas, tais como *Nymphaea* spp., *Sagittaria* spp., gramíneas e leguminosas paludícolas (TOMAS E SALIS 2000). Forma grupos que podem ser considerados nômades, em escala variável, dependendo do regime hidrológico da área (TIEPOLO E TOMAS 2006). É considerado extinto em grandes extensões da Bacia do Paraná (TIEPOLO E TOMAS 2006) e em toda a Bacia do Tietê (TOMAS et al. 1997). As possíveis razões de seu desaparecimento nessas regiões são a drenagem das várzeas, caça, doenças transmitidas por ungulados domésticos (SCHALLER E VASCONCELOS 1978, TOMAS et al. 1997, TIEPOLO et al. 2004) e a construção de grandes barragens (TOMAS et al. 1997, TIEPOLO et al. 2004). Em estudo realizado no Parque Nacional de Ilha Grande, Tiepolo et al. (2004) constataram que atropelamentos, caça de subsistência e até picadas por abelhas africanizadas eram causas de mortandade entre os indivíduos da espécie.

Ariranha ocorre em florestas e áreas úmidas próximas a rios de pouca correnteza (CHEIDA et al. 2006). Alimenta-se de peixes e pequenos vertebrados (CARTER E ROSAS 1997, ROSAS et al. 1999). A perda e degradação de habitat por poluição da água e inundação por barragens (REIS et al. 2006), além do alto valor de sua pele, que levou à caça intensiva nas décadas de 1950 e 1960 (CARTER E ROSAS 1997, MARGARIDO E BRAGA 2004), levaram

as populações desta espécie a drásticas reduções, e a seu desaparecimento da maior parte da região Sudeste do Brasil.

Mono-carvoeiro é endêmico da Mata Atlântica e ocorre em florestas primárias e secundárias (FONSECA et al. 1996). Possui dieta exclusivamente herbívora, formada principalmente de folhas, frutos e flores (CARVALHO 1983, MILTON 1984, TALEBI et al. 2005), mas também consome sementes, néctar, pólen, bambus e samambaias (STRIER 1991). Sua dieta pode variar de acordo com as condições do habitat, podendo mudar a variedade de itens consumidos em fragmentos e habitats contínuos (BICCA-MARQUES et al. 2006). Sauá também ocorre na Mata Atlântica (BICCA-MARQUES et al. 2006) e alimenta-se de frutos, insetos e folhas (EASLEY 1982, MÜLLER 1996, WRIGHT 1996). Costuma ser específico quanto à alimentação por frutos e folhas, deslocando-se por grandes distâncias para encontrar árvores de mesma espécie (WRIGHT 1996). Mono-carvoeiro não foi detectado nem nas áreas onde existem maiores concentrações de habitats nativos. Já o sauá foi registrada por Dotta (2005) na Bacia do Rio Passa-Cinco em fragmento de vegetação nativa. É possível que, por ser um animal pequeno (não ultrapassa os 1,7 kg) e discreto (MÜLLER 1996, HEIDUCK 1997), não tenha sido detectado no presente estudo, uma vez que não se fez aqui procura ativa de espécies, e os métodos de registro indiretos (armadilhas-fotográficas e parcelas de areia) não permitem uma boa detecção de espécies arborícolas.

Por fim, outras quatro espécies não foram detectadas neste trabalho, podendo estar localmente extintas. Uma destas foi detectada por Röhe (2002), na fazenda João XXIII. Queixada (*Tayassu pecari*) ocorre tanto em áreas florestais quanto abertas (TIEPOLO E TOMAS 2006). Apresenta comportamento social complexo, que tem influência em sua razão sexual (TIEPOLO E TOMAS 2006). Forma grupos coesos que chegam a centenas de indivíduos (SOWLS 1984, EMMONS E FEER 1997, FRAGOSO 1998). Possui hábito alimentar onívoro, incluindo tubérculos, invertebrados, pequenos vertebrados, carcaças e fungos, mas apresenta preferência por dieta frugívora (SCHALLER 1983, BODMER 1989, 1991).

A área de vida estimada para os grupos varia entre 22 e 109 km² (FRAGOSO 1998, KEUROGHLIAN et al. 2004). Não tolera fragmentação ou alteração do habitat original (Reis et al. 2006). Caça intensiva costuma eliminar todo o grupo ou pelo menos sua maior parte (fêmeas grávidas, filhotes em lactação, machos dominantes) (Reis et al. 2006). Doenças transmitidas por

ungulados domésticos, também representam uma grande ameaça a esta espécie (TIEPOLO E TOMAS 2006).

Outras três espécies não foram detectadas em estudos anteriores na área em questão, são elas tatu-canastra (*Priodontes maximus*), cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) e veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*). Tatu-canastra alimenta-se principalmente de formigas e cupins (REDFORD 1985, ANACLETO E MARINHO-FILHO 2001), mas também pode consumir outros insetos, aranhas, minhocas, larvas, serpentes e carniça (NOWAK 1999). Ocorre em florestas tropicais e sub-tropicais, cerrados, ambientes xerófilos e planícies de inundação (PARERA 2002). A área de vida desta espécie, ainda que possivelmente subestimada, foi levantada em 726,5 ha na Serra da Canastra no Estado de Minas Gerais (CARTER E ENCARNACAO 1983). O deslocamento diário de tatu-canastra pode alcançar mais de três quilômetros (PARERA 2002). Animal caçado à exaustão como alimento, é raramente encontrado em habitats alterados (AGUIAR 2004).

Cachorro-vinagre é encontrado em matas úmidas, inclusive em suas bordas, tais como matas de galeria, próximo a cursos d'água (COIMBRA-FILHO 1972, LANGUTH 1975, EMMONS E FEER 1997, REDFORD E EISENBERG 1999, MIRANDA 2003, MACHADO et al. 2005). É o único canídeo silvestre brasileiro com comportamento gregário, formando grupos familiares que variam de três a dez indivíduos (NOWAK 1999, REDFORD E EISENBERG 1999, MIRANDA 2003). Contudo, também pode apresentar hábito solitário (EMMONS E FEER 1997). Sua dieta é estritamente carnívora, composta de pequenos vertebrados (Reis et al. 2006), mas, devido a um sistema de caça cooperativo, pode consumir animais de médio e grande porte, tais como quatis, cutias, pacas, pequenos cervídeos, capivaras e emas (LANGUTH 1975, DEUTSCH 1983, PERES 1991, FONSECA et al. 1996, NOWAK 1999, REDFORD E EISENBERG 1999, PESSUTI et al. 2001, MIRANDA 2003, MARGARIDO E BRAGA 2004).

Veado-campeiro é característico de ambientes abertos. Pode ser encontrado solitário ou em bandos que se desfazem e reagrupam continuamente (RODRIGUES E MONTEIRO 2000). Alimenta-se de brotos, folhas, flores e frutos (TIEPOLO E TOMAS 2006). Ameaçado pela caça, fragmentação e alteração de habitats nativos (TIEPOLO E TOMAS 2006).

As quatro espécies descritas acima necessitam de grandes áreas de vida, e são exigentes em termos de habitat e/ou dieta. Dada a combinação de fatores que podem levar estas espécies à extinção local e regional, é provável que sejam as primeiras a desaparecer da comunidade de

mamíferos de médio e grande porte quando as atividades humanas passam a alterar a paisagem em escalas amplas. Portanto, devido ao caráter fragmentário e dendrítico dos remanescentes de vegetação nativa, e ao longo histórico de uso intensivo do solo e de ocupação para fins econômicos da paisagem na maior parte da região acessada neste trabalho, as espécies utilizadas nas análises estatísticas neste estudo foram na maioria, oportunistas e generalistas em termos de habitat e dieta. Algumas poucas, como anta e onça-pintada são animais exigentes, com amplas áreas de vida, sendo encontradas apenas onde a vegetação nativa encontra-se em razoável estado.

Apesar das limitações dos métodos de campo empregados neste estudo as informações obtidas foram suficientes para possibilitar a distinção entre as áreas em termos de quantidade de espécies e de números de ocorrências de dois grupos funcionais (herbívoros e onívoros). Estes possuem hábitos alimentares distintos e, portanto podem indicar diferentes níveis de flexibilidade quanto à sua ocorrência em função das características da paisagem em áreas agrícolas.

No presente estudo, a complexidade de formas da vegetação nativa, assim como a de áreas cultivadas (no caso deste estudo, eucalipto) pode refletir não apenas a complexidade das bordas entre os dois habitats, onde o cultivado ainda é razoavelmente favorável às espécies generalistas, mas também pode representar a presença de mais tipos de habitat compondo a paisagem, e determinando sua capacidade de fornecer recursos à fauna. No caso das paisagens estudadas, os locais com geometria mais complexa não eram formados apenas por mata e eucalipto, mas possuíam manchas de solo exposto, pasto e pasto abandonado, além de algumas áreas de cerrado. Estes tipos de cobertura e uso do solo certamente têm diferentes qualidades como habitat para a fauna, e suas combinações e contatos devem ter papel importante na determinação da disponibilidade de recursos para a mesma.

Quanto à variação na quantidade de vegetação nativa na paisagem como um todo, também foi possível observar um efeito de escala. Os herbívoros parecem ter sido favorecidos por maiores quantidades de florestas nativas, enquanto os onívoros variaram pouco, mas apresentaram um pico de ocorrência em locais com valores intermediários de área desta vegetação. Áreas com grande quantidade de mata, menores quantidades de eucalipto, geometria moderada a convoluta da mata e altamente convoluta do eucalipto tiveram alto número de ocorrências gerais e de herbívoros. Por outro lado, os onívoros não apresentaram um padrão tão claro de distribuição, mas tiveram um pico positivo de ocorrências em Área Com razoável quantidade de mata, grande quantidade de eucalipto e geometria menos convoluta da mata. Nesta área, tanto a mata quanto o

eucalipto possuem alta razão entre perímetro e área. A observação, destes padrões, está em concordância com a proposição de Holling (1986, 1992) de que a distribuição de propriedades dos organismos, em relação a atributos ambientais, é amontoada ("lumpy"), ou seja, está restrita a faixas descontínuas do tempo e do espaço. With e Crist (1995), também, demonstram através de modelos simulados que pequenas mudanças em padrões espaciais produzem saltos abruptos nas respostas ecológicas das espécies.

A geometria convoluta da borda entre vegetações florestais é favorável à ocorrência de herbívoros e onívoros por criar diferentes nichos por meio da disponibilidade de habitats formados por influência de uma vegetação na outra (DIDHAM 1998, CUARON 2000, DAILY et al. 2003, TEWS et al. 2004, SHIFLEY et al. 2006, SULLIVAN et al. 2007) e do manejo da floresta plantada sobre a nativa (LIMA 1993). Contudo, para os herbívoros, a magnitude desta influência depende da quantidade de floresta nativa na paisagem em escala ampla, enquanto os onívoros, mais generalistas, não dependem tanto da alta disponibilidade da floresta nativa. No entanto, estes são mais favorecidos pela complexidade da paisagem como um todo e ainda devem ser influenciados pela ausência ou menor abundância de grandes predadores em paisagens mais afetadas pela ação humana (CROOKS E SOULE 1999, TERBORGH et al. 2001).

Em uma escala ampla da paisagem, a área de habitat mais próximo do original é importante na manutenção de elementos exigentes da fauna de mamíferos de médio e grande porte (ÁNDREN 1994, CHIARELLO 1999, CULLEN et al. 2000, UMAPATHY E KUMAR 2000, FAHRIG 2001, LOMOLINO E PERAULT 2001, TERBORGH et al. 2001, PATTANAVIBOOL E DEARDEN 2002, DAILY et al. 2003, TEWS et al. 2004) e esta classe de cobertura do solo pode determinar a capacidade suporte da paisagem do entorno através de sua influência nas outras classes de cobertura e uso da terra (WITH E CRIST 1995, DAILY et al. 2003). Contudo, em escala mais refinada e em paisagens mais alteradas, é a forma e qualidade dos contatos entre os remanescentes nativos e áreas cultivadas que atuará em conjunto com fatores históricos na manutenção das abundâncias das espécies que ali residem (FAHRIG 2001, LOMOLINO E PERAULT 2001, DAILY et al. 2003, TEWS et al. 2004). Os resultados do presente estudo sugerem que estas relações devem existir de fato, ainda que não sejam diretas.

Assim, foi possível observar que a área ocupada por florestas nativas tem influência direta sobre as ocorrências de herbívoros. Estes resultados estão em concordância com os obtidos em um estudo realizado por Timo (2003) na Amazônia Central (PDBFF), onde espécies consideradas

como herbívoros exigentes, como a queixada (que necessita de grandes áreas de vida) só foram encontrados em áreas de mata contínua. Da mesma forma, a anta foi a espécie mais detectada nas áreas onde existe maior quantidade de floresta nativa contínua no presente estudo. Esta espécie alimenta-se de dezenas de espécies de plantas num mesmo dia (SALAS E FULLER 1996), o que denota sua necessidade de deslocar-se por grandes extensões para obter alimentos, e concorda com o fato de não ter sido detectada onde a vegetação nativa encontra-se reduzida em área e tem sua diversidade de plantas afetada pela fragmentação (dos SANTOS et al. 2007).

Assim, apesar das diferenças no contexto histórico de uso e ocupação das regiões de estudo, os parâmetros de avaliação da paisagem utilizados no estudo conduzido na Amazônia Central (TIMO 2003) puderam ser utilizados com razoável sucesso no presente estudo. A diferença mais prontamente perceptível entre as duas paisagens é a geometria de seus elementos. Nas áreas do PDBFF, a paisagem foi moldada de forma a responder questões ecológicas sobre a fragmentação da Floresta Amazônica (LOVEJOY 1981) e possui características de geometria euclidiana, fragmentos quadrados em uma matriz contínua de florestas secundárias e pastagens, inserida em outra matriz contínua de floresta nativa. Na área estudada, assim como na maior parte do Estado de São Paulo, a geometria dos elementos da paisagem é complexa, devido ao longo histórico de ocupação e uso da terra, e a sucessivos ciclos de produção agropecuária, além do relevo acidentado desta região do Estado de São Paulo. Estas formas mais complexas aproximam-se mais da geometria Reimanniana (WOLFE 1945, MANDELBROT 1976) e são melhor definidas em termos de razão entre perímetro e área, além de outras medidas mais complexas de forma (MCGARIGAL E MARKS 1995). No entando, na escala avaliada neste estudo, os resultados mostraram que medidas simples de área e porcentagem de área ocupada pelas classes de uso e cobertura da terra, podem refletir de forma satisfatória as relações de pelo menos um grupo funcional da mastofauna de médio e grande porte, os herbívoros.

Tais resultados levantam ainda questões para avaliações futuras a respeito das relações entre médios e grandes mamíferos e a paisagem agrícola. Uma questão fundamental é a escala de percepção. Estudos em escalas mais amplas, avaliando porções maiores da paisagem são necessários para avaliar se os resultados marginalmente significativos encontrados para as relações entre os números de ocorrências e onívoros com a forma da paisagem são espúrios ou perceptíveis em escalas mais amplas. Outra questão é a da resposta de espécies individuais a estas características. Uma vez que algumas poucas espécies foram responsáveis pela maior parte dos

registros dos grupos funcionais aqui estudados, é possível que haja diferença de resposta de outras espécies, dentro dos mesmos grupos funcionais a características da paisagem. Ainda, é possível que as leves correlações observadas entre a fauna de médios e grandes mamíferos e a geometria da paisagem agrícola, neste estudo, reflitam diferenças de histórico de uso das diferentes áreas e a evolução da paisagem, pressão de caça resultante do histórico de ocupação e outras variáveis históricas sejam preponderantes sobre as características espaciais.

Estudos que avaliem a evolução da geometria hoje observada através das mudanças no espaço em escala temporal, a sucessão de ciclos de produção agropecuária e as características sócio-econômicas, locais e regionais (SCHROTT et al. 2005, BALÉE 2006) relacionadas a registros históricos das espécies de mamíferos de médio e grande porte poderão fornecer bases úteis ao entendimento das relações entre estas espécies e a paisagem onde vivem, como ferramenta para o processo de tomada de decisões para a conservação da biodiversidade. No entanto, os resultados do presente estudo evidenciam a importância da manutenção da Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal; previstas na Lei 4771/65, Resolução CONAMA 302/02 e 303/02 e, na MP 2.116-67/01 (BRASIL 1965, 2001, 2002); em paisagens silviculturais e agrícolas, mesmo onde sua distribuição espacial é dendrítica e imbricada. Do ponto de vista da conservação de mamíferos silvestres em tais áreas é, portanto, recomendável não apenas a manutenção da atual legislação ambiental, mas sua efetiva implantação e fiscalização.

Referências

AGUIAR, J.M. Species summaries and species discussions. **Edentata**, Washington, n. 6**,** p**.** 3-26, 2004.

ANACLETO, F.C.S.; MARINHO-FILHO, J. Hábito alimentar de tatu-canastra (Xenarthra, Dasypodidae) em uma área de cerrado do Brasil Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 18, n. 3, p**.** 681-688, 2001.

ÁNDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. **Oikos**, Kobenhavn, v. 71, n. 3, p**.** 355-366,1994.

ARBIA, G. **Spatial data configuration in statistical analysis of regional economic and related problems**. Boston: Kluwer Academic, 1989. 256 p.

ARCGIS **Arcinfo.** Redlands, 1999-2006.

BALÉE, W. The research program of historical ecology. **Annual Review of Anthropology**, Palo Alto, v. 35, p. 75-98, 2006

BAZZAZ, F.A. Plant species-diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, Brooklyn, v. 56, n. 2, p**.** 485-488, 1975.

BECKER, M.;DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros:** Um guia de campo. Brasília: Ed. UnB; IBAMA,1999. 180 p.

BEIER, P. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 7, n. 1, p**.** 94-108, 1993.

BICCA-MARQUES, J.C.; SILVA, V.M.; GOMES, D.F. Ordem Primates.In: REIS, N.R.;PERACHI, A.L., W.A.;LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, Universidade Estadual de Londrina**,** 2006. p. 101-148.

BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E Effects of forest fragmentation on amazon understory birds community. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 19, n. 19, p**.** 215-141, 1989.

BODMER, RE. Frugivory in amazonian artiodactyla - evidence for the evolution of the ruminant stomach. **Journal of Zoology**, Oxford, v. 219, n. 457-467, 1989.

BODMER, R.E. Strategies of seed dispersal and seed predation in amazonian ungulates. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 3**,** p**.** 255-261, 1991.

BRASIL. Lei 4771 de 1965, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 de set. de 1965. seção 1, p. 6-8.

BRASIL. Medida Provisória 2.116-67 de 2001, de 24 de agosto de 2001. Altera os arts. 1o, 4o, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei no 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto Territorial Rural - ITR, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 25 de ago. de 2001, seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA 302 de 2002, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 de abr. de 2002, seção 1, p. 67-68.

BRASIL. Resolução CONAMA 303 de 2002, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 de abr. de 2002, seção 1, p. 68.

BREWSTER, C.C.; ALLEN, J.C. Spatiotemporal model for studying insect dynamics in large-scale cropping systems. **Environmental Entomology**, College Park, v. 26, n. 3, p**.** 473-482, 1997.

CARPENTER, S.R.; LEAVITT, P.R. Temporal variation in a paleolimnological record arising from a trophic cascade. **Ecology**, Brooklyn, v. 72, n. 1, p**.** 277-285, 1991.

CARTER, S.K.; ROSAS, F.C.W. Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. **Mammal Review**, Oxford, v. 27, n. 1, p**.** 1-26, 1997.

CARTER, T.S ;ENCARNACAO, C.D. Characteristics and use of burrows by 4 species of armadillos in brazil. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 64, n. 1, p**.** 103-108, 1983.

CARVALHO, C.T. Lista nominal dos mamíferos brasileiros. **Boletim Técnico do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v. 37, p. 31-115, 1983.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnivora. In: REIS, N.R.;PERACHI, A.L.;PEDRO, W.A.;LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL, 2006. p. 231-275.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 89, n. 1, p**.** 71-82, 1999.

COIMBRA-FILHO, A.F. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. **Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. In:REUNIÃO TÉCNICA SOBRE ESPÉCIES DA FAUNA BRASILEIRA AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO: ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1972. p. 88-91.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, London, v. 345, n. 1311, p**.** 101-118, 1994.

CROOKS, K.R.; SOULE, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, n. 6744, p**.** 563-566, 1999.
CUARON, A.D. Effects of land-cover changes on mammals in a neotropical region: A modeling approach. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 14, n. 6, p**.** 1676-1692, 2000.

CULLEN, L.; BODMER, R.E.; PADUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 95, n. 1**,** p**.** 49-56, 2000.

DAILY, G.C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZAN, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 17, n. 6**,** p**.** 1814-1826. 2003

DEUTSCH, L.A. An encounter between bush dog (*Speothos venaticus*) and paca (*Agouti paca*). **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 64, n. 3, p**.** 532-533, 1983.

DIDHAM, R.K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, Berlin, v. 116, n. 3, p**.** 397-406, 1998.

DOAK, D.F.; MILLS, L.S. A useful role for theory in conservation. **Ecology**, Brooklyn, v. 75, n. 3, p**.** 615-626, 1994.

DOS SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S.; DOS SANTOS, F.A.M. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 135, n. 2**,** p**.** 268-277, 2007.

DOTTA, G. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo.** 2005.116 p. (Mestrado na área de Ecologia de Agroecossistemas) - Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: Diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, CRIA, Campinas, v. 7. 2007, DOI: 10.1590/S1676-06032007000200031. Acesso: 08 out. 2008, Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032007000200031&nrm=iso

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J., et al. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, Kobenhavn, v. 65, n. 1, p**.** 169-175, 1992.

EASLEY, S.P. **Ecology and behavior of *Callicebus torquatus*, Cebidae, Primates**. 1982. 232 p. Thesis (PhD.) - Dept. of Anthropology, Washington University, St. Louis, 1982.

EISENBERG, J.F. **The mammalian radiations :** An analysis of trends in evolution, adaptation, and behaviour. London :Athlone Press, 1981. 610 p.

EMMONS, L.H.;FEER, F. **Neotropical rainforest mammals:** A field guide. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307 p.

ERDAS. **Erdas imagine 9.1.** Atlanta, 1991-2006.
FAHRIG, L.; How much habitat is enough? **Biological Conservation**, Barking, v. 100, n. 1, p**.** 65-74, 2001.

FERRAZ, K.; FERRAZ, S.F.D.; MOREIRA, J.R.; COUTO, H.T.Z.; VERDADE, L.M. Capybara (Hydrochoerus hydrochaeris) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, n. 2**,** p**.** 223-230, 2007.

FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y.L.R.; MEITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; PATTON, J.L. **Lista anotadados mamíferos do Brasil**. Washington: Conservation International, 1996. 38 p.

FRAGASZY, D.M.; VISALBERGHI, E.; FEDIGAN, L.M. **The complete capuchin:** the biology of the Genus *Cebus*. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. 339 p.

FRAGOSO, J.M.V. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, Washington, v. 30, n. 3, p**.** 458-469, 1998.

GRELLE, C.E.D.; FONSECA, G.A.B.; FONSECA, M.T.; COSTA, L.P. The question of scale in threat analysis: a case study with Brazilian mammals. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 2, n. 2**,** p**.** 149-152, 1999.

HANSKI, I.; GILPIN, M.; Metapopulation dynamics - brief-history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 42, n. 1/2, p**.** 3-16, 1991.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest:** Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago:University of Chicago Press, 1984. 211 p.

HEIDUCK, S. Food choice in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): Selectivity or opportunism? **International Journal of Primatology**, New York, v. 18, n. 4 , p**.** 487-502, 1997.

HINDE, J.; DEMÉTRIO, C.G.B. Overdispersion: Models and estimation. **Computational Statistics & Data Analysis**, Amsterdam, v. 27, n. 2, p**.** 151-170, 1998.

HOLLING, C.S. Resilience of ecosystems; local surprise and global change. In: CLARK, W.C.; MUNN, R.E. (Ed.). **Sustainable development of the biosphere**. Cambridge: Cambridge University Press**,** 1986. p. 297-317.

HOLLING, C.S. Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. **Ecological Monographs**, Durham, v. 62, n. 4, p**.** 447-502, 1992.

HOLLING, C.S.; ALLEN, C.R. Adaptive inference for distinguishing credible from incredible patterns in nature. **Ecosystems**, New York, v. 5, n. 4, p**.** 319-328, 2002.

HOWELLS, O.; EDWARDSJONES, G. A feasibility study of reintroducing wild boar sus scrofa to scotland: Are existing woodlands large enough to support minimum viable populations. **Biological Conservation**, Barking, v. 81, n. 1/2, p**.** 77-89, 1997.

IWASA, Y.; SATO, K.; NAKASHIMA, S. DYNAMIC MODELING OF WAVE REGENERATION (SHIMAGARE) IN SUB-ALPINE ABIES FORESTS. **Journal of Theoretical Biology**, London, v. 152, n. 2**,** p**.** 143-158, 1991.

JELINSKI, D.;WU, J. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 11, n. 3, p**.** 129-140, 1996.

KARANTH, K.U.; NICHOLS, J.D.; KUMAR, N.S. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests.In: THOMPSON, W.L.;BURNHAM, K.P. (Ed.). **Sampling rare or elusive species:** concepts, designs, and techniques for estimating population parameters. Washington:Island Press**,** 2004. p. 229-247.

KARR, J.R.; FREEMARK, K.E. Disturbance and vertebrates: An integrative perspective. In: . PICKET, S.T.A.; WHITE, P.A. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics.** Orlando:Academic Press**,** 1985. p. 153-168.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D.P.; LONGLAND, W.S. Area use by white-lipped and collared peccaries (Tayassu pecari and Tayassu tajacu) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, Barking, v. 120, n. 3**,** p**.** 411-425, 2004.

LANGUTH, A. Ecology and evolution in the south-american canids. In: FOX, M.W. (Ed.). **The wild canids:** Their systematics, behavioral ecology, and evolution. New York:Van Nostrand Reinhold**,** 1975. p. 193-206.

LEVIN, S.A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, Brooklyn, v. 73, n. 6**,** p**.** 1943-1967, 1992.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. São Paulo: EDUSP. 1993. 301 p.

LOMOLINO, M.V.; PERAULT, D.R. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 10, n. 2, p**.** 113-132, 2001.

LORD, J.M.; NORTON, D.A. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 4, n. 2, p**.** 197-262, 1990.

LOVEJOY, T.E. Discontinuous wilderness: Minimum area for conservation. **Parks**,Washington, v. 5, p. 13-16, 1981.

MACHADO, A.B.M.; MARTINS, C.S.; DRUMMOND, G.M. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo as listas de espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 157 p.

MALCOM, J.R. Comparative abundances of neotropical small mammals by trap height. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 72, n. 1, p**.** 188-192, 1991.

MANDELBROT, B.; Fractal geometry of turbulence - hausdorff dimension, dispersion and nature of singularities of fluid motion. **Comptes Rendus Hebdomadaires Des Seances De L Academie Des Sciences Serie A**, Paris, v. 282,n. 2, p**.** 119-120, 1976.

MARGARIDO, T.C.M.; BRAGA, F.G. Mamíferos. In: MIKICH, S.B.; BÉRNISL, R.S. (Ed.). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004. p. 25-142.

MARSHALL, K.;EDWARDS-JONES, G.; Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into Southern Scotland: Identification of minimum viable populations at potential release sites. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, n. 3, p**.** 275-296, 1998.

McARTHUR, R.H.; WILSON, E. **The equilibrium theory of island biogeography**. New Jersey:Princeton University Press, 1967. 203 p

MCDONOUGH, C.M.; DELANEY, M.A.; LE, P.Q.; BLACKMORE, M.S.; LOUGHRY, W.J. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and United States of America. **Revista de Biologia Tropical**, San Jose, v. 48, n. 1**,** p**.** 109-120, 2000.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. **Fragstats:** Spatial pattern analisys program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service
Pacific Northwestern Research Station, 1995. p. 351.

McGREW, W.C. Culture in nonhuman primates? **Annual Review of Anthropology**, Palo Alto, v. 27, n. 301-328, 1998.

MEDRI, I.M.; MOURÃO, G.; RODRIGUES, F.H.G. Ordem Xenarthra. In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, UEL**:** 2006. p. 71-99.

MILTON, K. Habitat, diet, and activity patterns of free-ranging woolly spider monkeys (*Brachyteles arachnoides* E.Geoffroy 1806). **International Journal of Primatology**, New York, v. 5, n. 5, p**.** 491-514, 1984.

MIRANDA, E.E. **Natureza, conservação e cultura**: Ensaios sobre a relação do homem com a natureza no Brasil. São Paulo: Metalivros, 2003. 179 p.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do sensoreamento remoto e metodologias de aplicação**. Viçosa:UFV, 2005. 320 p.
MÜLLER, K.H. Diet and feeding ecology of masked titi-monkeys (C*allicebus personatus*).In: NORCONK, M.A.;ROSENBERGER, A.L.;GARBER, P.A. (Ed.). New York, Plenum Press, 1996. p. 381-401.

MURPHY, H.T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: Does the matrix matter? **Oikos**, Kobenhavn, v. 105, n. 1, p**.** 3-14, 2004.

NAKANO-OLIVEIRA, E. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, sp (Carnivora: Mammalia)**. 2002. 97 p. Dissertação (Mestrado na area de Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas, 2002.

NOWAK, R.M. **Walker's mammals of the world**. Baltimore:Johns Hopkins University Press, 1936. p. 1999.

OLI, M.K.; TAYLOR, I.R.; ROGERS, M.E. Snow leopard *Panthera uncia* predation of livestock - an assessment of local perceptions in the Annapurna Conservation Area, Nepal. **Biological Conservation**, Barking, v. 68, n. 1, p**.** 63-68, 1994.

OLIVEIRA, J.A.;BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia.In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, UEL**,** 2006. p. 347-405.

OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI; M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo. Legenda expandida.** Campinas: Instituto Agronômico. 1999. 64 p.

OLIVEIRA, T.G.; CASSARO, K. **Guia de identificação dos felinos brasileiros.** São Paulo: Sociedade de Zoológicos do Brasil, 1997. 60 p.

PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN JR., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza**,** 2003. p. 181-201.

PARERA, A. **Los mamíferos de la Argentina e la región austral de Sudamerica**. Buenos Aires:El Ateneo, 2002. 454 p.

PATTANAVIBOOL, A.; DEARDEN, P. Fragmentation and wildlife in montane evergreen forests, northern Thailand. **Biological Conservation,** Barking, v. 107, n. 2**,** p**.** 155-164, 2002.

PERACHI, A.L.; ROCHA, W.J.; REIS, N.R. Mamíferos não-voadores da bacia do Rio Tibagi.In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Ed.). **A bacia do Rio Tibagi**. Londrina, UEL**,** 2002. p. 125-150.

PERES, C.A. Observations on hunting by small-eared (*Atelocynus microtis*) and bush dogs (*Speothos venaticus*) in central-western Amazonia. **Mammalia**, Paris, v. 55, n. 4**,** p**.** 635-639, 1991.

PESSUTI, C.; SANTIAGO, M.E.B.; OLIVEIRA, L.T.F. Order Carnivora, Family Canidae (dogs, foxes, maned wolves).In: FOWLER, M.E. CUBAS, Z.S. (Ed.). **Biology, medicine and surgery of South American wild animals**. Ames:Iowa State University Press**,** 2001. p. 279-290.

PINDER, L.; GROSSE, A.P. *Blastocerus dichotomus*. **Mammalian species**, New York, n. 380**,** p**.** 1-4, 1991.

REDFORD, K.H. Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae) In: MONTGOMERY, G.G. (Ed.). **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas**. Washington: Smithsonian Institution Press**,** 1985. p. 429-437.

REDFORD, K.H.;EISENBERG, J.F. **Mammals of the Neotropics**. Chicago:University of Chicago Press, 1999. 609 p.

REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina:UEL, 2006. 437 p.

RICKETTS, T.H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, Chicago, v. 158, n. 1**,** p**.** 87-99, 2001.

ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. intrinsic rate of natural increase in neotropical forest mammals - relationship to phylogeny and diet. **Oecologia**, Berlin, v. 68, n. 4**,** p**.** 516-520, 1986.

ROBINSON, J.G.e REDFORD, K.H. Body Size, Diet, and Population Density of Neotropical Forest Mammals. **American Naturalist**, Chicago, v. 128, n. 5**,** p**.** 665, 1986.

ROCHA-MENDES, F. **Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia: Carnivora) e elementos de etnozoologia do município de Fênix, Paraná, Brasil**. 2005. 72 p. Dissertação (Mestrado na área de Biologia Animal) - Instituto de Biologia, Letras e Ciências Exatas Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São José do Rio Preto, 2005.

RODRIGUES, F.H.G.; MONTEIRO, E.L.A. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 81, n. 4**,** p**.** 1136-1142, 2000.

RÖHE, F. **Hábitos alimentares da suçuarana (*Puma concolor*) (Linnaeus 1771) em mosaico de floresta secundária e reflorestamento de *Eucaliptus saligna*, em Mata Atlântica, no município de Pilar do Sul - SP**. 2002. 83 p. (Graduação) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2002.

ROSAS, F.C.W.; ZUANON, J.A.S.; CARTER, S.K. Feeding ecology of the giant otter, Pteronura brasiliensis. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 3**,** p**.** 502-506, 1999.

SALAS, L.A.; FULLER, T.K. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River Valley, southern Venezuela. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 74, n. 8**,** p**.** 1444-1451, 1996.

SÃO PAULO, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE; INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo:Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

SCHALLER, G.B.; VASCONCELOS, J.M.C. A Marsh Deer Census in Brazil. **Oryx**, Oxford, v. 14, n. 04**,** p**.** 345-351, 1978.

SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 31, n. 1**,** p**.** 1-36, 1983

SCHROTT, G.R.; WITH, K.A.; KING, A.T.W. On the importance of landscape history for assessing extinction risk. **Ecological Applications**, Wasington, v. 15, n. 2**,** p**.** 493-506, 2005.

SHIFLEY, S.R.; THOMPSON, F.R.; DIJAK, W.D.; FAN, Z.F. Forecasting landscape-scale, cumulative effects of forest management on vegetation and wildlife habitat: A case study of issues, limitations, and opportunities. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON FOREST LANDSCAPE MODELING, 2006. Beijing. **Proceedings…** Beijing: Elsevier Science**,** 2006. p. 474-483.

SILVA, C.R. **Riqueza e divesidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de floresta atlântica no município de Pilar do Sul, SP.** 2004. 81p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. **Biodiversidade da caatinga:** áreas prioritárias para a conservação. Brasília, MMA, UFPE. 2004. 382 p.

SILVEIRA, P.B. **Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucaliptus* spp. com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP**. 2005. 75 p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Florestais) - – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SOWLS, L.K. **The peccaries**. Tucson, University of Arizona Press. 1984. 251 p.

SPSS, I. **Systat 10.** 2000.

STALLINGS, J.R. The importance of understorey om wildlife ina Brazilian eucalypt pantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 7, n. 3**,** p**.** 267-276, 1990.
STRIER, K.B. diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles-arachnoides*). **American Journal of Primatology**, New York, v. 23, n. 2**,** p**.** 113-126, 1991.

SULLIVAN, T.P.; SULLIVAN, D.S.; LINDGREN, P.M.F.; RANSOME, D.B. Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest IV. Relative habitat use by mammalian herbivores. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 240, n. 1/3**,** p**.** 32-41, 2007.

TALEBI, M.; BASTOS, A.; LEE, P.C. Diet of southern muriquis in continuous Brazilian Atlantic Forest. **International Journal of Primatology**, New York, v. 26, n. 5**,** p**.** 1175-1187, 2005.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, Washington, v. 294, n. 5548**,** p**.** 1923-1926, 2001.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBORGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, n. 1**,** p**.** 79-92, 2004.

TIEPOLO, L.M.; FERNANDES, F.A.S.; TOMAS, W.T.M. A conservação do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS) Natureza & Conservação: **Revista Brasileira de conservação da natureza**, Curitiba, v. 2, n. 1**,** p**.** 57-67, 2004.

TIEPOLO, L.M.; TOMAS, W.M. Ordem Artiodactyla.In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina:UEL**,** 2006. p. 283-304.

TIMO, T.P.C. **Influência da fragmentação e matriz sobre a riqueza e a abundância da comunidade de mamíferos de médio a grande porte de uma floresta de terra firme na Amazônia central**. 2003. 46 p. Dissertação (Mestrado na área de Ecologia) - Universidade Federal do Amazônas, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, 2003.

TÓFOLI, C.F. **Dieta do gato-mourisco (*Herpaylurus yagouaroundi*) (geoffroy 1803) em mosaico de eucalipto e mata atlântica na Serra de Paranapiacaba, Pilar do Sul, SP.** 2002. 54 p. Monografia (Graduação) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2002.

TOMAS, W.M.; BECCACECI, M.D.; PINDER, L. Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In: DUARTE, J.M.B. (Ed.). **Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos**. Jaboticabal:FUNEP**,** 1997. p. 24-40.

TOMAS, W.M.; SALIS, S.M. Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Amsterdam, v. 35, n. 3**,** p**.** 165-172, 2000.

TURCHIN, P. **Quantitative analysis of movement: Measuring and modeling population distribution in animals and plants**. Sinauer Associates: Sunderland, 1998. 396 p.

UMAPATHY, G.; KUMAR, A. The occurrence of arboreal mammals in the rain forest fragments in the Anamalai Hills, south India. **Biological Conservation**, Barking, v. 92, n. 3**,** p**.** 311-319, 2000.

VELOSO, H.P. Sistema Fitogeográfico. In: Secretaria de Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais (Ed.). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, IBGE. 0103-9598**:** 1992. p. 9-38.

VERDADE, L.M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Capybaras in an anthropogenic habitat in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 371-378, 2006.

VIEIRA, C.C. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 7, n. 341-487, 1955.

WEMMER, C.; KUNZ, T.H.; LUNDIE-JENKINS, G.; MCSHEA, W.J. Mammalian Sign. In: WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. (Ed.). **Measuring and monitoring bioogical diversity:** satandard methods for mammals. Washington:Smithsonian Institution**,** 1996. p. 157-176.

WENNY, D.G.; CLAWSON, R.L.; FAABORG, J.; SHERIFF, S.L. POPULATION-DENSITY, HABITAT SELECTION AND MINIMUM AREA REQUIREMENTS OF 3 FOREST-INTERIOR WARBLERS IN CENTRAL MISSOURI. **Condor**, Santa Clara, v. 95, n. 4**,** p**.** 968-979, 1993.

WETZEL, R.M. Systematics, distribution, ecology, and conservation of South American Edentates. In: MARES, M.A. GENOWAY, H.H. (Ed.). **Mammalian biology in South America**. Pittsburgh: The University of Pittsburgh Press, 1982. v.6. p. 345-375.

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

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal species of the world :** a taxonomic and geographic reference. Baltimore:Johns Hopkins University Press, 2005. 2 v. , 2142 p.

WITH, K.A.; CRIST, T.O. CRITICAL THRESHOLDS IN SPECIES RESPONSES TO LANDSCAPE STRUCTURE. **Ecology**, Brooklyn, v. 76, n. 8**,** p**.** 2446-2459, 1995.

WOLFE, H.E. **Introduction to non-euclidian geometry**. New York: Rinehart and Winston, 1945. 247 p.

WRIGHT, P.C. The neotropic primate adaptation to nocturnality: feeding in the night (*Aotus nigriceps* and *A. azarae*).In: NORCONK, M.A.; ROSENBERGER, A.L.; GARBER, P.A. (Ed.). **Adaptive radiations of neotropical primates**. New York:Plenum Press**,** 1996. p. 369-382.

WU, J.; JELINSKI, D.; LUCK, M.; TUELLER, P.T. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics. **Journal of Geographic Information Science**, Hong Kong, v. 6, n. 1**,** p**.** 6-19, 2000.

Anexo 1 - Ocorrências das espécies e grupos funcionais utilizados nas análises estatísticas por bloco de amostragem e fazenda

Fazendas	**Boa Esperança**	**João XXIII**			**Santa Adelaide**	**Santa Fé**		**Santa Terezinha**		**Veados - Invernadinha**		
BLOCOS	**T010**	**T190**	**T199**	**T216**	**T005**	**T028**	**T045**	**T336**	**T385**	**T001**	**T009**	**Total**
Tapirus terrestris	0	12	8	12	0	0	0	0	0	0	0	32
Pecari tajacu	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	22
Mazazama sp.	0	3	3	13	0	0	1	0	1	2	1	24
Myrmecophaga tridactyla	1	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	4
Cerdocyon thous	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
Cuniculus paca	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Leopardus pardalis	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2
Nasua nasua	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
Tamandua tetradactyla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Dasypus novemcinctus	1	0	0	1	1	0	2	5	1	1	1	13
Eira barbara	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Panthera onca	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Puma concolor	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Leopardus wiedii	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Puma yagouaroundi	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Sylvilagus brasiliensis	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Total	5	15	12	52	2	1	3	8	4	5	4	111
Onívoros	2	0	0	2	1	0	2	6	2	2	1	18
Herbívoros	1	15	11	47	0	0	1	2	1	2	1	81

Anexo 2 - Índices e Métricas de Paisagem utilizados nas análises estatísticas por bloco de amostragem e fazenda na escala de 500m de raio dos "buffers"

Fazenda	BLOCOS	AC-Mata	IFP-Mata	IFM-Mata	IDF-Mata	RPA-Mata	AC-Euc	IFP-Euc	IFM-Euc	IDF-Euc	RPA-Euc
Boa Esperança	T010	7,6523	2,1429	1,5643	1,0876	643,6257	59,5985	1,9481	1,3929	1,0555	109,351
João XXIII	T190	56,037	1,8088	1,3775	1,0681	824,1678	22,2985	1,8837	1,4186	1,0497	986,5607
João XXIII	T199	46,6329	1,8889	1,5144	1,0708	170,0297	31,7996	1,9231	1,9231	1,1056	138,4738
João XXIII	T216	43,1427	1,9	1,2601	1,0472	405,3955	35,3867	1,9091	1,9091	1,104	130,6585
Santa Adelaide	T005	66,9674	1,3171	1,3171	1,0423	64,9014	11,1747	2,0882	1,553	1,0768	505,663
Santa Fé	T028	44,7965	1,8507	1,5731	1,0891	635,161	30,1985	2,1818	1,6178	1,0838	322,683
Santa Fé	T045	51,3335	1,4306	1,2838	1,049	306,2623	27,0704	1,6154	1,6154	1,0768	124,2825
Santa Terezinha	T336	36,8335	2,2167	1,6831	1,0987	494,1027	41,873	2,5313	1,7908	1,0962	159,6172
Santa Terezinha	T385	36,5467	1,3833	1,3833	1,0514	91,9394	41,7501	1,6875	1,4427	1,0786	835,8174
Veados - Invernadinha	T001	28,1797	2,0377	1,4623	1,0531	405,1048	48,1404	2,2464	1,5897	1,076	132,5921
Veados - Invernadinha	T009	10,1625	2,1563	1,5115	1,0809	310,5276	62,3922	2,2532	1,4586	1,0672	209,3112

Anexo 3 - Índices e Métricas de Paisagem utilizados nas análises estatísticas por bloco de amostragem e fazenda na escala de 1000m de raio dos "buffers"

Fazenda	BLOCOS	AC-Mata	IFP-Mata	IFM-Mata	IDF-Mata	RPA-Mata	AC-Euc	IFP-Euc	IFM-Euc	IDF-Euc	RPA-Euc
Boa Esperança	T010	23,3212	3,7292	1,4294	1,0748	699,2342	196,0436	1,9929	1,4091	1,0505	57,2687
João XXIII	T190	235,3943	2,5429	2,1189	1,1095	109,1957	78,9172	3,8148	1,9218	1,0653	1267,9814
João XXIII	T199	203,7887	2,5769	1,5378	1,0695	486,0282	109,5534	2,9271	1,8134	1,1019	323,3539
João XXIII	T216	188,713	2,904	1,4648	1,071	765,1741	125,5986	3,1078	1,7399	1,0753	793,0957
Santa Adelaide	T005	132,1128	2,4609	1,3973	1,0687	576,6259	136,0806	3,4397	1,7246	1,0908	330,9589
Santa Fé	T028	137,9187	3,5	1,5882	1,0692	813,1323	144,4958	3,438	1,4732	1,0672	549,9483
Santa Fé	T045	178,384	1,8507	1,3747	1,0567	397,1244	135,8734	1,9402	1,2836	1,0504	506,2253
Santa Terezinha	T336	113,901	4,5	1,3704	1,0598	996,482	173,8015	3,8626	1,6093	1,0893	1024,8699
Santa Terezinha	T385	140,9423	3,3475	1,6948	1,0663	824,1612	152,5782	3,0813	1,2673	1,0528	790,7255
Veados - Invernadinha	T001	59,0317	3,0649	1,3337	1,0442	735,3979	244,103	2,4615	1,4912	1,0527	704,6634
Veados - Invernadinha	T009	39,0711	4,4603	1,6366	1,0936	384,6429	242,2001	3,0516	1,6116	1,0688	272,8224

EFEITO DA IDADE DO PLANTIO DE EUCALIPTO NO PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS DE CULTURA DE EUCALIPTO

"Consider the auk;
Becoming extinct because he forgot how to fly, and could only walk.
Consider man, who may well become extinct
Because he forgot how to walk and learned how to fly before he thinked."
(*A caution for everybody* – Ogden Nash)

Resumo

Os plantios de eucalipto compõem uma significativa porcentagem da área cultivada no Estado de São Paulo. Mamíferos de médio e grande porte, dada sua plasticidade comportamental e de uso de habitats, ocorrem em áreas onde a maior parte da vegetação nativa foi substituída por culturas agrícolas. Ainda que os elementos desta taxocenose presentes em áreas modificadas, sejam generalistas, é possível que as espécies usem diretamente eucaliptais de acordo com suas fases de desenvolvimento. Nestas diferentes fases os eucaliptais apresentam diversas estruturas verticais internas e maior ou menor presença e diversidade de espécies de plantas nativas em seu sub-bosque. Neste estudo foi avaliada a influência da estrutura interna dos eucaliptais em diferentes fases de desenvolvimento sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fazendas de eucalipto da porção alta da bacia do rio Parapanema. Observou-se que a maioria das espécies residentes de mamíferos de médio e grande porte ocorre em eucaliptais de idades intermediárias e iniciais, a partir da data de plantio. Plantios mais antigos parecem, no entanto, ser evitados pela maioria das espécies, o que pode ser devido ao manejo que resulta na supressão do sub-bosque antes do corte.

Palavras-chaves: Mamíferos de médio e grande porte; Plantios de eucalipto; Estrutura da vegetação; Sub-bosque

Abstract

Eucalypt plantations comprise a considerable proportion of the cultivated area at São Paulo State. Medium to large mammals, given their behavioral plasticity and broad scale habitat use, they occur in areas where most native vegetation was substituted by agriculture. Although, in modified areas the present elements of this taxocenosis are generalists, it is possible these species use eucalypt plantations directly in agreement with their cultivation stages. During different cultivation stages, eucalypt plantations show several vertical internal structures and diversity of native undergrowth. In this study, the influence of internal eucalypt plantation structure on medium to large size mammal's community was evaluated in different development phases of stands at Paranapanema river basin. It was observed that most resident medium to large mammals occur in stands of initial to intermediate ages. Older stages seem, however, to be avoided by most species, what may be due to the management that results on suppression of undergrowth before harvest.

Keywords: Large to medium size mammals; Eucalypt plantation; Vegetation structure; undergrowth

3.1 Introdução

No contexto da paisagem apresentado no capítulo 1 desta tese, as monoculturas florestais, principalmente de eucalipto representam uma parcela significativa da cobertura da terra na região onde este estudo foi desenvolvido (Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê). Nestas áreas, as florestas plantadas de eucalipto são a matriz intercalar preponderante entre os fragmentos de floresta nativa. Segundo Bali et al. (2007), matrizes podem atuar como corredores entre manchas de vegetação nativa remanescentes, ter populações residentes de várias espécies e ser usadas por muitas outras como áreas de forrageamento e reprodução. Portanto, tais matrizes podem ser tão importantes quanto as próprias florestas nativas (NUMA et al. 2005, ESTRADA et al. 2006). Contudo, a capacidade de favorecer a biodiversidade de uma matriz depende de suas características biofísicas e do tipo de uso da terra que esta representa (SIMBERLOFF et al. 1992, DUNFORD E FREEMARK 2005).

Acredita-se que o manejo florestal empobrece a biodiversidade (WAGNER et al. 1998). Comparadas com florestas naturalmente regeneradas, as monoculturas florestais, são sempre vistas como desfavoráveis pelo público e por biólogos da conservação (PERLEY 1994, WAGNER et al. 1998) devido ao fato de perderem em diversidade em relação a florestas naturais (FREEDMAN et al. 1996). A maioria das comparações entre florestas não manejadas e monoculturas tem encontrado flora ou fauna empobrecida nas últimas (MOORE E ALLEN 1999, PALIK E ENGSTRON 1999). Por exemplo, Carlson (1986) observou que densidades de aves de interior de florestas são duas a três ordens de magnitude maiores em florestas tropicais que em monoculturas de reflorestamentos. Por outro lado, em termos de comunidade natural funcional, florestas plantadas (monoculturais) são mais favoráveis à vida selvagem que muitos outros usos da terra intensivos, tais como agricultura anual ou áreas urbanizadas (MOORE E ALLEN 1999).

Dependendo do tipo de monocultura e da estrutura natural das florestas nativas circundantes, talhões de florestas plantadas não podem ser considerados como similares ou substitutos para florestas naturais. Monoculturas, usualmente, incluem espécies exóticas, espécies nativas alóctones ou espécies nativas que não ocorrem tipicamente em formações homogêneas (HARTLEY E HUNTER 1998). Apesar de biologicamente empobrecidas em relação às formações vegetais nativas, monoculturas florestais ainda podem contribuir com a conservação da biodiversidade de diversas maneiras (HARTLEY E HUNTER 1998). Mais diretamente, florestas plantadas podem conter componentes substanciais da diversidade biótica de vários taxa (ALLEN et al. 1995, MICHELSEN et al. 1996, CHEY et al. 1997, ESTADES E TEMPLE 1999)

inclusive espécies raras, em alguns casos (NORTON 1998, TUCKER et al. 1998, WILSON E WATTS 1999).

Monoculturas florestais podem auxiliar na restauração da biota nativa em locais degradados (LUGO 1996) através da estabilização do solo e criação de condições favoráveis à recolonização por animais e plantas nativos (HARTLEY 2002). Estas culturas têm maior probabilidade de contribuir com a conservação da biodiversidade quando usadas para reflorestar áreas degradadas ou desmatadas (MOSS et al. 1979, EVANS 1992, MOORE E ALLEN 1999). Podem beneficiar a composição da paisagem (ESTADES E TEMPLE 1999) através de influência em processos ecológicos que dependem de fatores em escala ampla, tais como a taxa de predação de ninhos de aves, que é relacionada com a proporção da paisagem ocupada por florestas (ROBINSON et al. 1995, HARTLEY E HUNTER 1998). Por fim, monoculturas florestais podem tamponar bordas entre florestas nativas e terras não florestadas e melhorar a conectividade entre fragmentos florestais, o que é importante do ponto de vista de metapopulações (NORTON 1998).

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de Estudo

As coletas de dados foram realizadas em quatro fazendas de cultivo de eucalipto localizadas entre as Represas de Barra Bonita e Jumirim, Bacia do Alto Paranapanema, Estado de São Paulo. A vegetação original destas áreas era composta de Florestas Estacionais Semi-decíduas, Cerrados e Matas de Galeria com elementos de Mata Ombrófila Densa (VELOSO 1992).

Três das fazendas (Santa Irene, Santa Adelaide e Campo dos Veados) encontram-se próximas das margens da Represa de Jurumirim (coordenadas 48° 37’ 20” O e 23° 5’ 52” S; 48° 36’ 1” O e 23° 28’ 33” S). Seus solos são: Nitossolos Vermelhos eutróficos, Argissolos Vermelhos, Litossolos Vermelho-Amarelos e Neossolos Vermelhos, todos distróficos. O relevo varia de plano a fortemente ondulado, predominando o moderadamente ondulado (OLIVEIRA et al. 1999).

A quarta fazenda (São Manuel) está localizada mais próxima à margem da Represa de Barra Bonita (coordenadas 48° 25’ 58” O e 22° 42’ 34,6 “ S). Seus solos são: Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos, Latossolos Vermelhos eutroférricos e distroférricos e, Nitossolos Vermelhos eutróficos. O relevo varia de plano a montanhoso, predominantemente suave

ondulado (OLIVEIRA et al. 1999). O clima nas áreas estudadas é tropical Cwa (Köppen) com verão chuvoso e inverno seco.

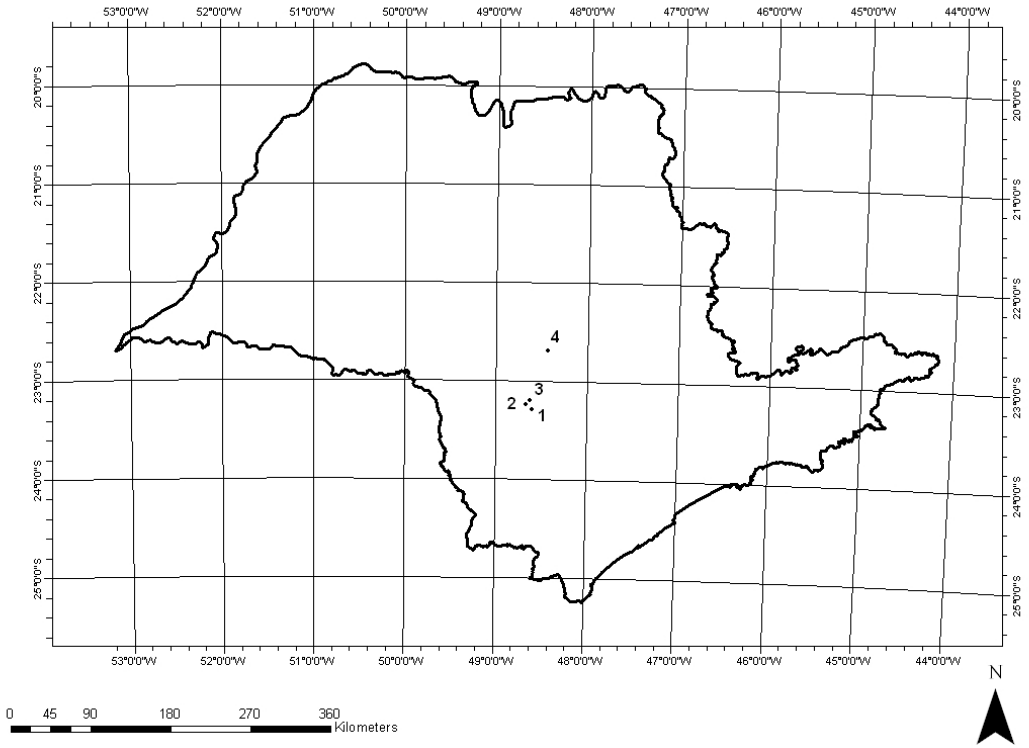

Figura 1 - Localização das fazendas de cultivo de eucalipto. 1- Fazenda Santa Irene, 2 - Fazenda Santa Adelaide, 3 – Fazenda Campo dos Veados e 4 – Fazenda São Manuel

3.2.2 Métodos de Coleta de Dados

A maioria das espécies de mamíferos silvestres brasileiros possui hábitos extremamente discretos, o que torna difícil sua visualização e, portanto, a identificação pela observação direta (BECKER E DALPONTE 1999). Uma alternativa para programas de inventário e monitoramento de mamíferos silvestres é a observação de sinais deixados na realização de suas atividades diárias, como restos de alimentação, tocas, fezes e rastros deixados no deslocamento (WEMMER et al. 1996, BECKER E DALPONTE 1999).

Muitas vezes o solo é coberto por serapilheira ou pouco adequado à impressão e conservação de pegadas por um período de tempo viável à pesquisa, ou seja, não permite a identificação de certas características necessárias à identificação específica e/ou individual dos animais (WEMMER et al. 1996, BECKER E DALPONTE 1999). Portanto, para obterem-se

dados acurados a partir de rastros de deslocamento, faz-se necessário o uso de técnicas onde a serapilheira é removida e o substrato alterado, como exemplo, com descompactação de solo argiloso e adição de água em solo seco. Pardini *et al.* (2003) sugere a instalação de armadilhas de areia, cavidades rasas no solo emolduradas por madeira, tendo no máximo 5 cm de profundidade e 50 x 50 cm de lado.

Foram instaladas trilhas com parcelas de areia, formadas por dez parcelas distantes 25 m entre si. Cada trilha representou uma unidade amostral. Estas unidades foram distribuídas uma em cada área de amostragem. As trilhas foram marcadas a partir do carreador, acompanhando o sentido da "rua", ou do plantio das árvores, a fim de facilitar a orientação do pesquisador no deslocamento entre as parcelas. Foram selecionadas 16 áreas para instalação das trilhas distribuídas segundo o delineamento amostral para as idades de plantio do eucalipto que será descrito ulteriormente. As parcelas foram preparadas retirando-se o folhiço acumulado durante a inatividade, num primeiro dia, seguido por um dia de coleta. As coletas foram realizadas mensalmente no período de agosto de 2007 a fevereiro de 2008.

Alternativa à observação direta, além das parcelas de areia, é o uso de armadilhas fotográficas. Uma armadilha fotográfica é um mecanismo acionado pela passagem de um animal em área próxima determinada (KARANTH et al. 2004). Em cada trilha de amostragem foi instalada uma armadilha fotográfica (modelo trapa-câmera), com filme ASA 200 de 36 poses, à altura da quarta parcela de areia, ou seja, a 75 m do início da trilha. Ao todo foram utilizadas 16 armadilhas-fotográficas.

Cada armadilha fotográfica foi regulada para disparar a cada 20 a 30 segundos, desde que acionada pela passagem de um animal. A área de ação da armadilha é de quatro metros durante o dia e oito metros durante a noite. A manutenção, reposição de pilhas e filmes foi realizada mensalmente no mesmo período de coleta dos rastros nas parcelas de areia.

As informações obtidas foram riqueza de espécies, expressa como número total de espécies detectadas em cada bloco pelos métodos acima citados, e o número de ocorrências, utilizado neste estudo como índice de abundância.

As trilhas com parcelas de areia foram instaladas de maneira a constituir quatro grupos, ou tratamentos. Estes grupos cobriram quatro faixas de idade de plantio do eucalipto, quais sejam: de zero a um ano (fazenda Santa Irene), de dois a três anos (fazendas Santa Adelaide e Campo dos Veados) (Figura 2), de quatro a cinco anos (Fazenda São Manuel) (Figura 3) e de seis a sete

anos (Fazenda Santa Adelaide) (Figura 2). Cada tratamento constituído de quatro repetições, as trilhas (Figuras 2 e 3).

O manejo dos plantios de eucalipto impediu uma distribuição aleatória dos talhões com diferentes idades, o que pode acarretar em alguma pseudorepetição por não atender completamente à premissa da independência espacial entre unidades amostrais. Para minimizar tal problema, a distância mínima entre elas foi de um quilômetro. Estudos prévios (LOMOLINO E PERAULT 2001, TIMO 2003) sugerem um mínimo de 600 m entre unidades amostrais em levantamentos de mamíferos de médio e grande porte.

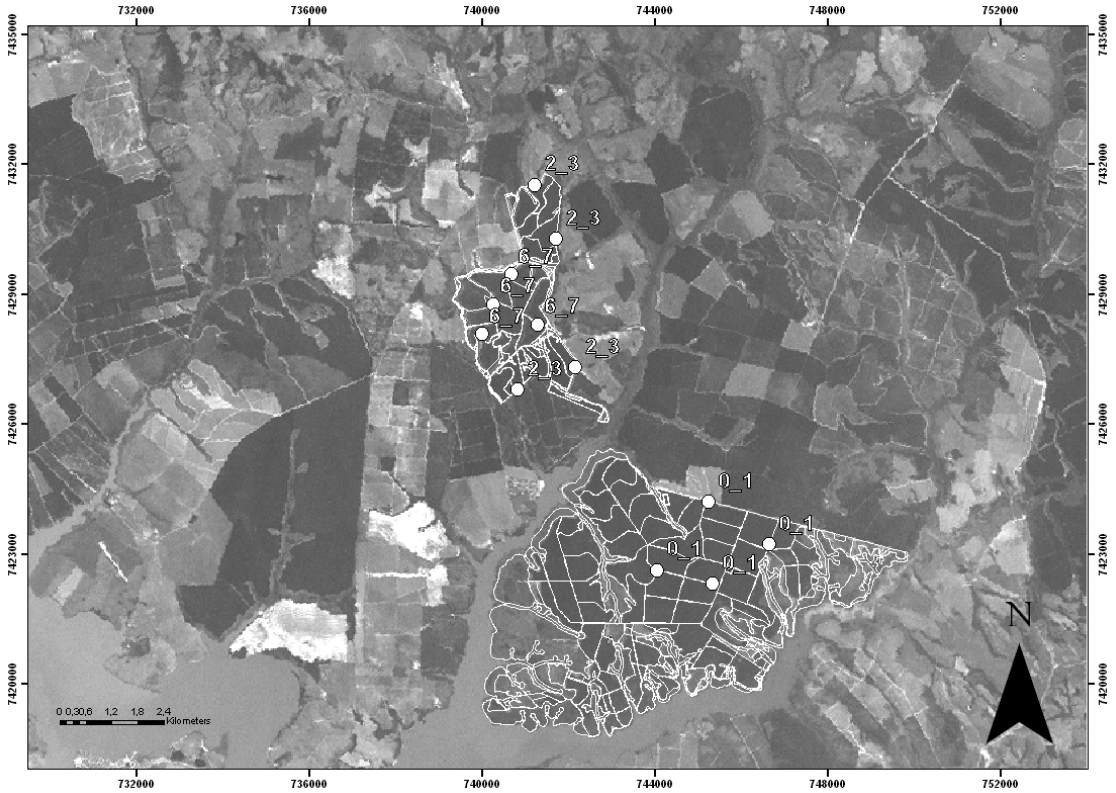

Figura 2 - Fazendas Santa Irene, Santa Adelaide e Campo dos Veados e suas unidades amostrais com as diferentes faixas de idade do eucalipto. 0_1 – zero a um ano, 2_3 - dois a três anos e 6_7 – seis a sete anos

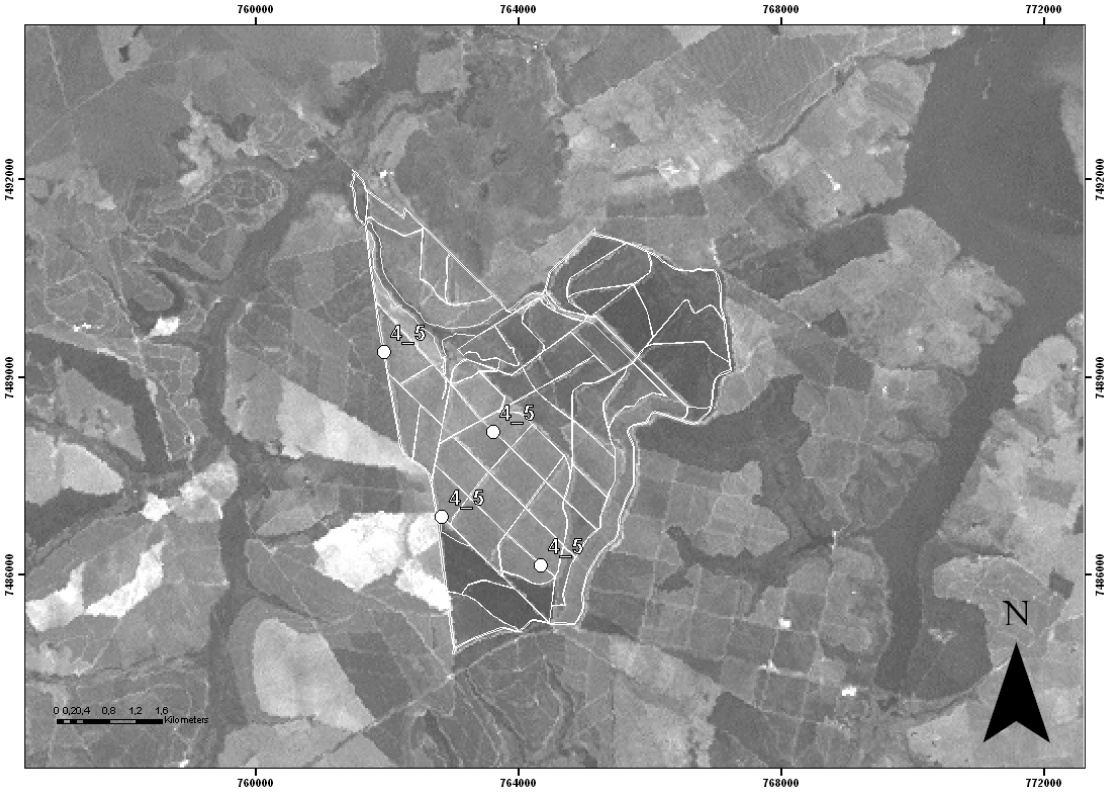

Figura 2 - Fazenda São Manuel e suas unidades amostrais. 6_7 – eucalipto em faixa de idade entre seis e sete anos

3.2.3 Análise Estatística

Para avaliar a relação entre, a riqueza de espécies, o número de ocorrências e as faixas de idade de plantio do eucalipto, foram realizadas Análises de Variância com quatro tratamentos no módulo GLM (General Linear Model) do *software* SYSTAT 10 (SPSS 2000).

3.3 Resultados

Foram detectadas 15 espécies de mamíferos de médio e grande porte nas fazendas estudadas (Tabela 1). Destas, três são exóticas: gado bovino (*Bos taurus*), cachorro-doméstico (*Canis lupus familiaris*) e lebre (*Lepus* sp). Das 42 espécies nativas de mamíferos de médio e grande porte com ocorrência registrada historicamente na região de estudo (REIS et al. 2006), 30 não foram detectadas (Tabela 2). A curva de acumulação de espécies (Figura 1) não atingiu a assíntota estimada pelo método de Jacknife (COLWELL E CODDINGTON 1994) foi de 20,63 espécies. O esforço empregado nestas coletas foi limitado pela disponibilidade de áreas com diferentes idades de plantio do eucalipto.

A espécie com maior número de ocorrências foi lobo-guará (*Chrysocyon brachiurus*), com 16 registros, seguido pelo cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), com 15 ocorrências (Figura 8). O lobo-guará foi detectado nove vezes em eucalipto com idade entre 4 e 5 anos (Figura 6), oito em eucalipto entre 2 e 3 anos (Figura 5) e, sete vezes em eucalipto entre 0 e 1 anos (Figura 4). Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) foi detectado seis vezes em eucalipto com idade entre 4 e 5 anos (Figura 6), sete em eucalipto entre 2 e 3 anos (Figura 7) e, cinco vezes em eucalipto entre 0 e 1 ano (Figura 4).

A terceira espécie mais registrada foi tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), com 12 registros (Figura 8), um em eucalipto entre 6 e 7 anos de idade (Figura 7), oito em eucalipto entre 4 e 5 anos (Figura 6), dois em eucalipto entre 2 e 3 anos (Figura 5) e um em eucalipto entre 0 e 1 anos (Figura 4). O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) foi detectado 10 vezes (Figura 8), sendo um registro em eucalipto entre 6 e 7 anos de idade de plantio (Figura 7), dois registros em eucalipto entre 5 e 4 anos (Figura 6), cinco em eucalipto entre 2 e 3 anos (Figura 5) e dois em eucalipto entre 0 e 1 ano (Figura 4).

Veados (*Mazama* sp.) foram detectados oito vezes (Figura 8). Quatro destes registros ocorreram em eucalipto com idade de plantio entre 4 a 5 anos (Figura 6), três em eucalipto entre 2 a 3 anos (Figura 5) e um em eucalipto entre 0 e 1 ano (Figura 4). Duas espécies deste gênero têm ocorrência conhecida para a região de estudo: veado-mateiro (*Mazama americana*) e veado-catingueiro (*M. gouazoubira*). Uma vez que neste estudo não houve registros fotográficos (armadilhas-fotográficas), foi impossível distingui-las apenas por seus rastros.

Foram detectadas diferenças significativas entre o número de espécies (R^2=0,63; G.L.=15; F=6,814, p=0,006) e o total de ocorrências (R^2=0,639; G.L.=3; F=7,073, p=0,005) nas diferentes idades de plantio do eucalipto (Figuras 9 e 10). Um número significativamente menor de espécies e de indivíduos usam áreas recém-plantadas (Figura 9).

Tabela 1 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas nas fazendas de plantio de eucalipto em diferentes faixas de idade de plantio

Taxonomia				Idade de Plantio (anos)			
Ordem	**Família**	**Espécie**	**Nome comum**	**0_1**	**2_3**	**4_5**	**6_7**
Cingulata	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus* (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha	X	X	X	X
		Euphractus sexcinctus (Linnaeus, 1758)	Tatu-peva, tatu-peba			X	
Pilosa	Myrmecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	X	X	X	X
Lagomorpha	Leporidae	*Lepus* sp.	Lebre, lebrão	X		X	
		Sylvilagus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	Tapití		X		
Artiodactyla	Tayassuidae	*Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758)	Cateto	X			
	Cervidae	*Mazama* sp. (Rafinesque, 1817)	Veado	X	X	X	
	Bovidae	*Bos taurus* (Linnaeus, 1766)	Boi		X		X
Carnivora	Felidae	*Leopardus tigrinus* (Shreber, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	X			
		Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Onça-parda, suçuarana			X	
	Canidae	*Canis lupus familiaris*	Cachorro-doméstico	X	X		
		Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	X	X	X	
		Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815)	Lobo-guará	X	X	X	
	Mustelidae	*Eira barbara* (Linnaeus, 1758)	Irara			X	
	Procionidae	*Nasua nasua* (Linnaeus, 1766)	Quatí			X	

Classificação taxonômica segundo Wilson E Reeder 2005.

Tabela 2 - Espécies de mamíferos de médio e grande porte não detectadas nas Fazendas de Plantio de Eucalipto

Ordem	**Família**	**Espécie**	**Nome comum**
Cingulata	Dasypodidae	*Dasypus septemcinctus* (Linnaeus, 1758)	Tatuí
		Cabassous tatouay(Desmarest, 1804)	Tatu-de-rabo-mole
		Priodontes maximus (Kerr, 1792)	Tatu-canastra
Pilosa	Myrmecophagidae	*Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim
	Bradypodidae	*Bradypus variegatus* (Shinz, 1825)	Preguiça, Bicho-preguiça
Rodentia	Erethizontidae	*Sphigurus spinosus* (F. Cuvier, 1823)	Ouriço
		Sphigurus vilosus (F. Cuvier, 1823)	Ouriço
	Caviidae	*Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766)	Capivara
	Dasyproctidae	*Dasyprocta azarae* (Lichtenstein, 1823)	Cutia
	Cuniculidae	*Cuniculus paca* (Linnaeus, 1758)	Paca
Artiodactyla	Tayassuidae	*Tayassu pecari* (Link, 1795)	Queixada
	Cervidae	*Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro
		Blastoceros dicotomus (Illiger, 1815)	Cervo-do-Pantanal
Perissodactyla	Tapiridae	*Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)	Anta
Carnivora	Felidae	*Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica
		Leopardus wiedii (Schinz, 1821)	Gato-maracajá
		Panthera onca (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada
		Puma yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	Jaguarundí, gato-mourisco
	Canidae	*Lycalopex vetulus* (Lund, 1842)	Rapozinha
		Speothos venaticus (Lund, 1839)	Cachorro-vinagre
	Mustelidae	*Galictis cuja* (Molina, 1782)	Furão
		Lontra longicaudis (Olfers, 1818)	Lontra
		Pteronura brasiliensis (Gmelin, 1788)	Ariranha
	Mephitidae	*Conepatus semistriatus* (Boddaert, 1785)	Cangambá, Jaritataca
	Procionidae	*Procyon cancrivorus* (Brongniart, 1792)	Guaxiním, Mão-pelada
Primates	Atelidae	*Alouatta guariba* (Humboldt, 1812)	Bugio
	Cebidae	*Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809)	Macaco-prego
	Pithecidae	*Callicebus nigrifrons* (Spix, 1823)	Sauá

Classificação taxonômica segundo Wilson E Reeder 2005.

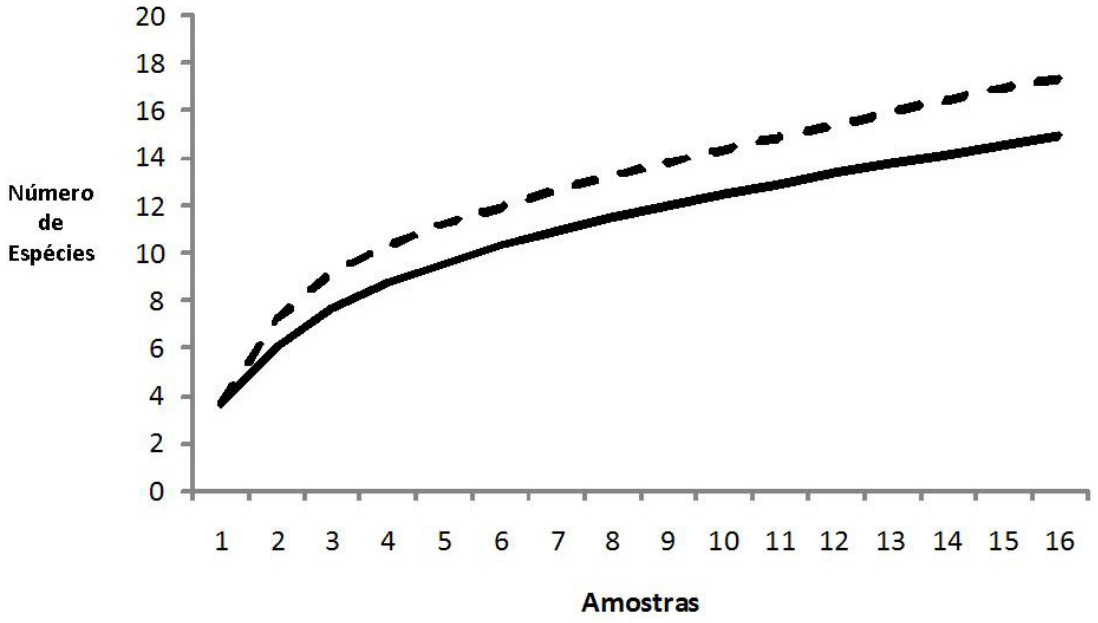

Figura 3 - .Curva de incidência de espécies observadas por número de trilhas de amostragem

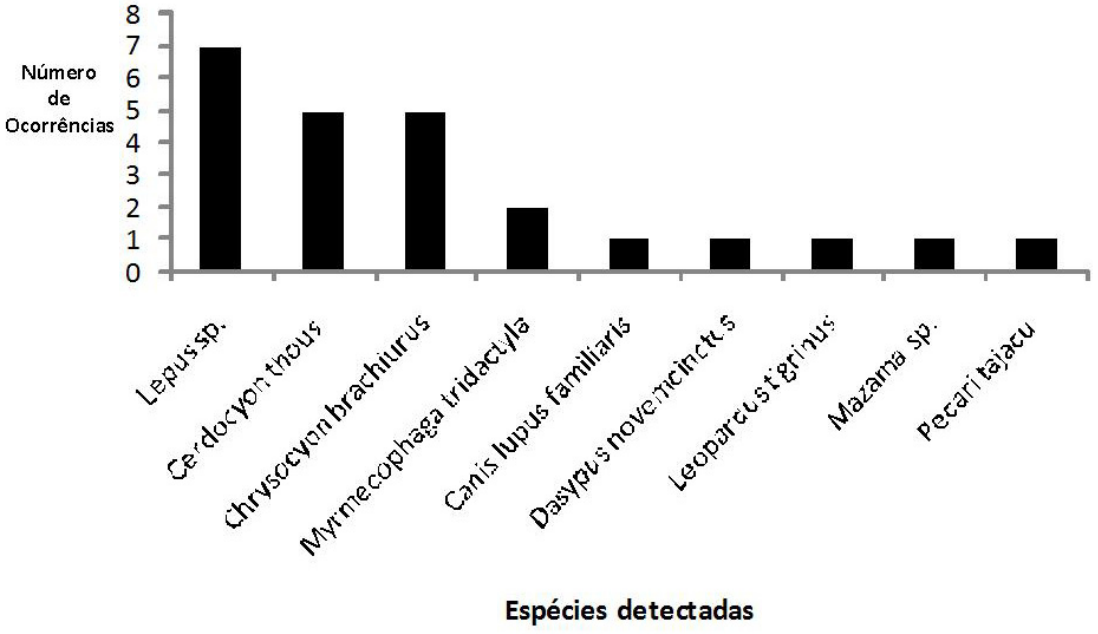

Figura 4 - Curva de ordenamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na faixa de idade de plantio do eucalipto entre zero e um ano de idade

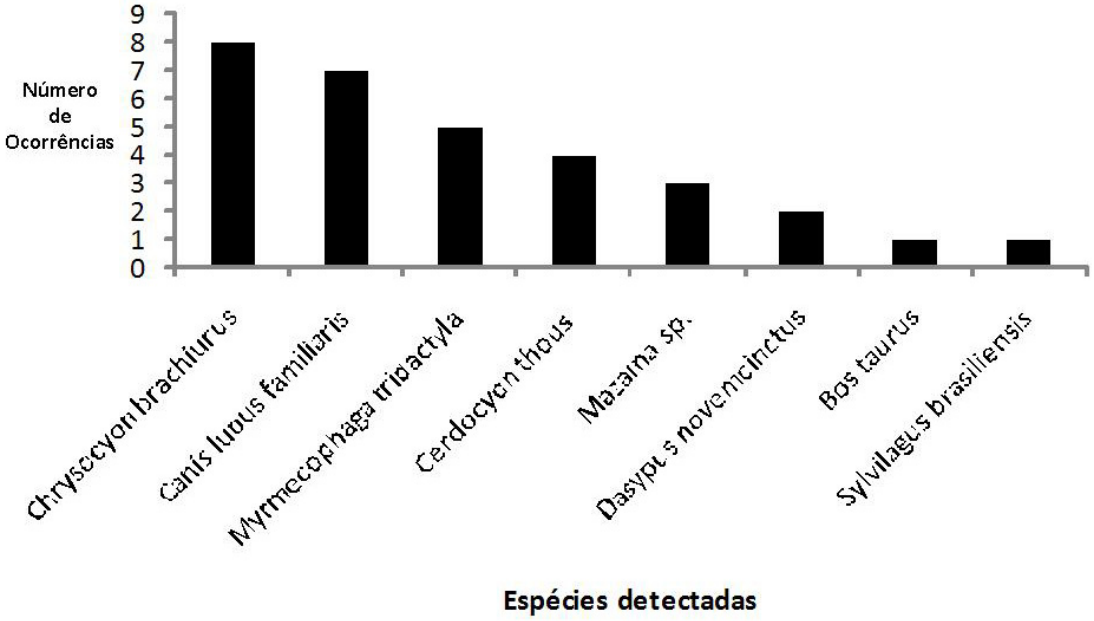

Figura 5 - Curva de ordenamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na faixa de idade de plantio do eucalipto entre dois e três anos de idade

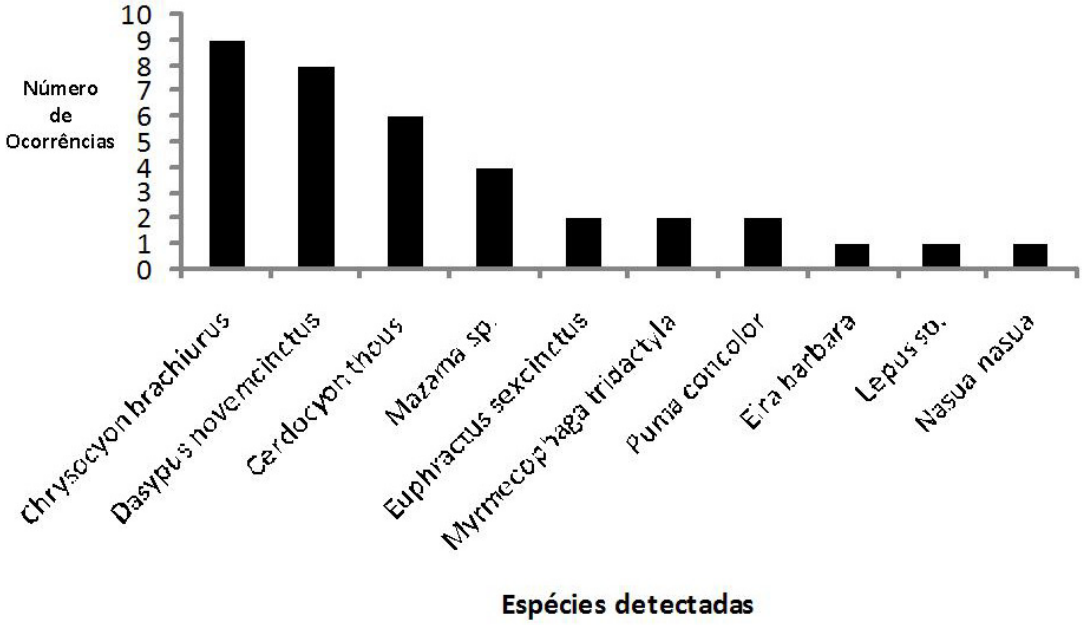

Figura 6 - Curva de ordenamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na faixa de idade de plantio do eucalipto entre quatro e cinco anos de idade

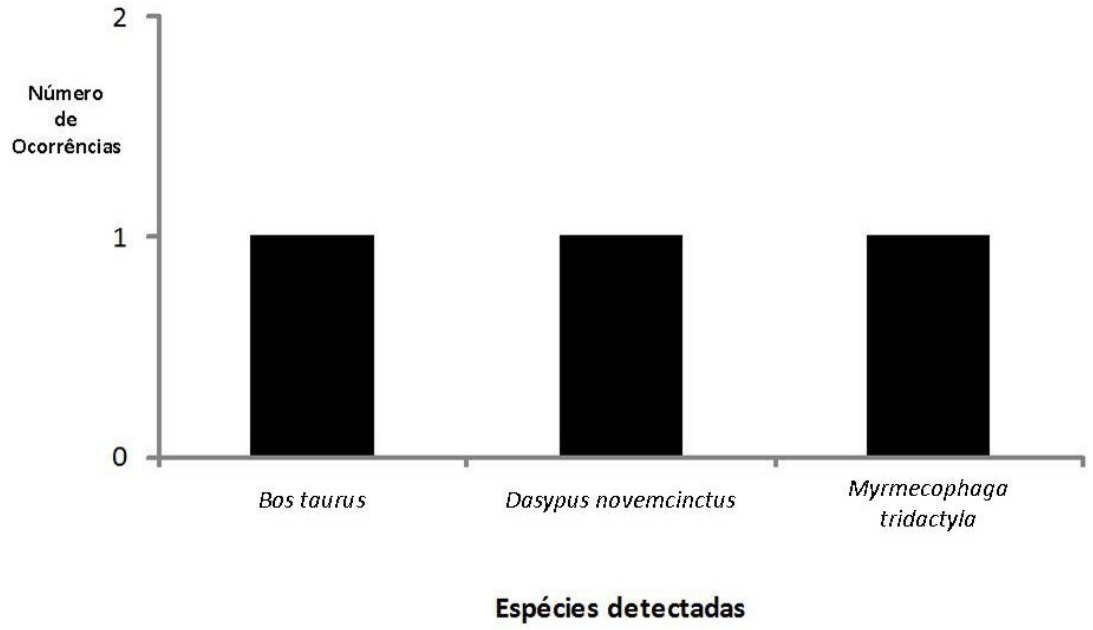

Figura 7 - Curva de ordenamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas na faixa de idade de plantio do eucalipto entre seis e sete anos de idade

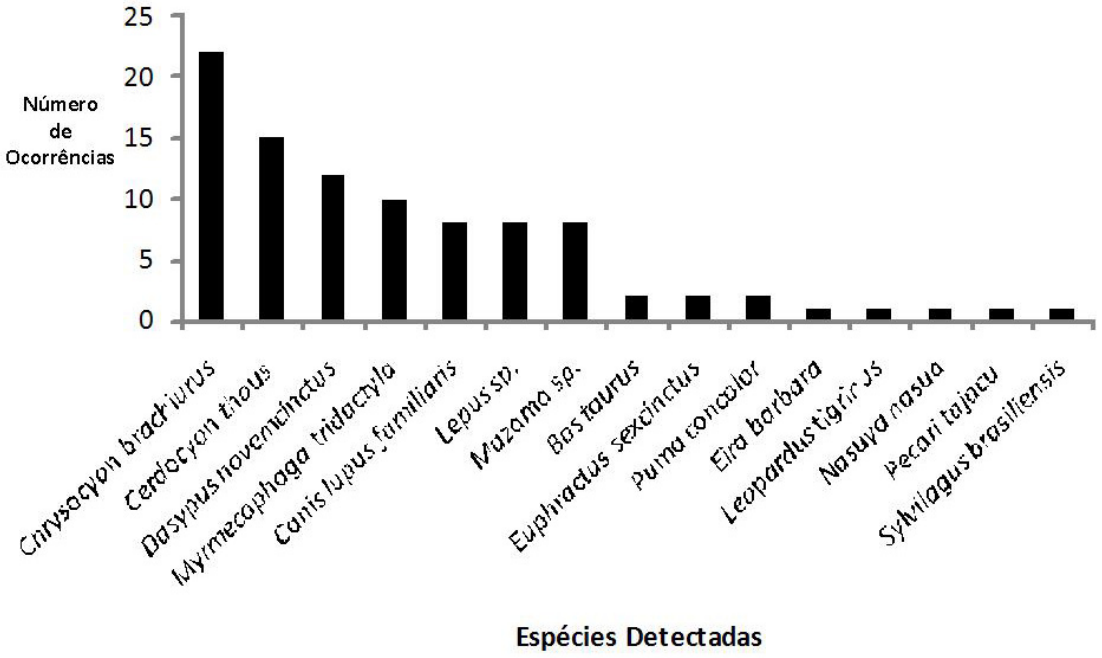

Figura 8 - Curva de ordenamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, detectadas em todas as faixas de idade de plantio do eucalipto

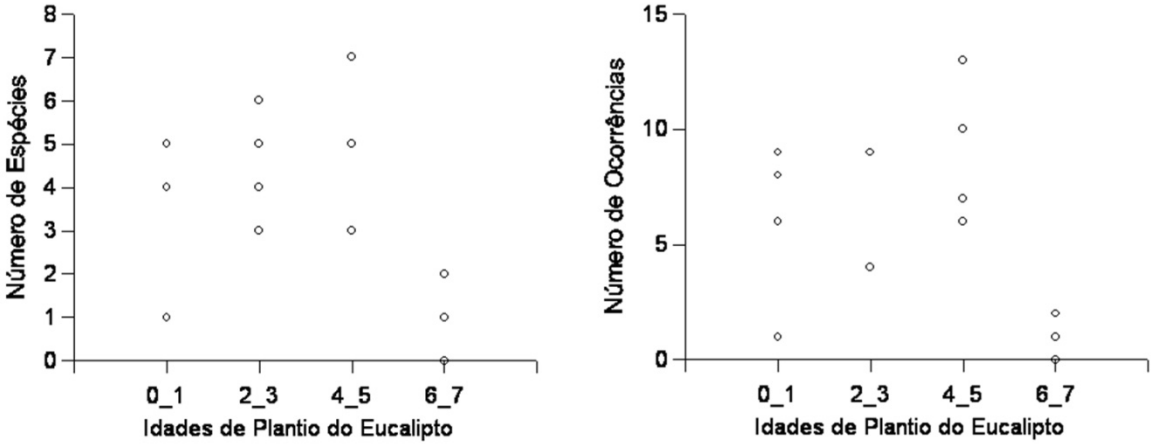

Figura 9 - Números de espécies e números de ocorrências de mamíferos de médio e grande porte, detectadas nas trilhas com diferentes idades de plantio do eucalipto

3.4 Discussão

Das 12 espécies de mamíferos de médio e grande porte nativas detectadas neste estudo, duas, tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tiveram ocorrências registradas em todas as faixas de idade de plantio do eucalipto. A primeira espécie, o tatu-galinha, alimenta-se primariamente de insetos (BREECE E DUSI 1985), mas é capaz de alimentar-se de matéria vegetal, pequenos vertebrados, ovos e carniça (McBEE E BAKER 1982). Além disso, abriga-se em tocas escavadas no solo (EMMONS E FEER 1997, REDFORD E EISENBERG 1999). Assim, pode encontrar recursos alimentares e de abrigo em qualquer das faixas de idade de plantio do eucalipto. O tamanduá-bandeira alimenta-se de insetos sociais (cupins e formigas) (MEDRI et al. 2003) e, portanto, encontra alimento em todas as fases de crescimento do eucalipto, apesar do combate às formigas cortadeiras feito mais intensamente no início do plantio e realizado sempre que este é considerado necessário. No entanto, parece que a aplicação de formicida em áreas de cultivo de eucalipto é prejudicial a tamanduás-bandeira, pois há relatos locais de mortalidade da espécie possivelmente ligada a isso.

Três espécies foram detectadas nas três primeiras faixas de idade do eucalipto. Lobo-guará (*Chrysocyon brachiurus*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e veados (*Mazama* sp.) foram encontrados nas faixas de idade entre zero e cinco anos de plantio. As duas primeiras espécies são canídeos, animais de hábitos generalistas, alimentam-se de matéria vegetal (principalmente frutos), pequenos vertebrados e invertebrados. O lobo-guará pode abater presas maiores, tais como catetos e veados-campeiros (TIEPOLO E TOMAS 2006). O cachorro-do-

mato ainda inclui em sua dieta crustáceos e peixes (CHEIDA et al. 2006), também possui hábitos alimentares oportunistas e é encontrado em todas as formações vegetais nativas. O cachorro-do-mato e o lobo-guará foram detectados no eucalipto de zero a cinco anos de idade.

Veados também foram detectados nas três primeiras categorias de idade do eucalipto. O veado- catingueiro (*M. gouazoubira*) é considerado de hábitos mais flexíveis que o veado-mateiro (*M. americana*) (TIEPOLO E TOMAS 2006) e em estudo anterior (capítulo 2 desta tese) o veado-mateiro não foi detectado por armadilhas-fotográficas na região onde encontram-se as áreas de estudo do presente trabalho. É possível que a espécie encontre-se localmente extinta devido à caça, que normalmente foca espécies de maior porte e também devido a suas maiores exigências em termos de habitat (TIEPOLO E TOMAS 2006).

Três espécies foram detectadas em duas faixas de idade do eucalipto. Todas estas foram de animais exóticos e duas, cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*) e gado bovino (*Bos taurus*), são domésticas. A terceira delas, introduzida no sul da América do Sul com finalidades de caça esportiva é a lebre (*Lepus* sp.) e causa danos a lavouras e pode competir com a espécie nativa de coelho, o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) (GRIGERA E RAPOPORT 1983).

As sete espécies restantes foram detectadas em apenas uma das faixas de idade do eucalipto. Tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), onça-parda (*Puma concolor*), irara (*Eira barbara*) e quati (*Nasua nasua*) foram encontrados na faixa de idade entre quatro e cinco anos. O cateto (*Pecari tajacu*) e o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*) foram registrados na faixa entre zero e um ano. O tapití (*Sylvilagus brasiensis*) foi detectado em plantios de dois a três anos de idade. O tatu-peba possui hábito alimentar semelhante ao do tatu-galinha (MEDRI et al. 2006) devendo ser também generalista quanto a seu uso de habitats. Por ser uma espécie semi-fossorial, pode não ter sido detectada em outras trilhas por limitação do método amostral.

A onça-parda é um grande predador, o segundo maior felino das Américas (CHEIDA et al. 2006). Contudo, apesar da dieta estritamente carnívora e do tamanho avantajado (1,5 a 1,7 m de comprimento e 22 a 70 kg de peso) (CHEIDA et al. 2006), tem grande plasticidade no consumo de presas e aparentemente, adapta-se bem a ambientes antrópicos. Sua presença tem sido observada, de modo direto e indireto, em zonas periurbanas de grandes centros e em propriedades rurais. Esta espécie provavelmente utiliza áreas de eucalipto em qualquer idade e condição, desde que estas sejam usadas por suas presas e/ou proporcionem abrigo para o animal. Grandes predadores são naturalmente raros, mas a onça-parda estará ausente em locais onde

conflitos com pecuaristas podem leva-la à extinção por caça. Além da caça, este animal é vítima de atropelamentos em estradas de rodagem (OLIVEIRA E CASSARO 1997, MARGARIDO E BRAGA 2004).

O gato-do-mato-pequeno é considerado como o menor felino encontrado no Brasil (CHEIDA et al. 2006). Alimenta-se preferencialmentede pequenos vertebrados, mas pode predar animais maiores como quatis, pacas e tapitis (FONSECA et al. 1996, EMMONS E FEER 1997, OLIVEIRA E CASSARO 1997, REDFORD E EISENBERG 1999, NAKANO-OLIVEIRA 2002). Apesar de um registro de ingestão de jabuticabas (PERACHI et al. 2002), esta espécie também tem hábitos carnívoros e, por conseguinte, apesar do pequeno porte, baixas densidades populacionais (CHEIDA et al. 2006). Ocorre em todos os biomas brasileiros e pode ser encontrado próximo a áreas agrícolas (FONSECA et al. 1996, EMMONS E FEER 1997, OLIVEIRA E CASSARO 1997, SILVA et al. 2004). Assim como todos os outros felinos brasileiros, teve sua população reduzida pela caça predatória, sendo ainda perseguido por conflitos com proprietários rurais. Além disto, também é vítima de atropelamentos e da redução de seus habitats originais (OLIVEIRA E CASSARO 1997, MARGARIDO E BRAGA 2004, MACHADO et al. 2005). É possível que use qualquer faixa de idade do eucalipto, desde que próximo a manchas de vegetação nativa, e por ser naturalmente raro, foi detectado apenas em uma trilha.

A irara e o quati são animais de médio porte, com dieta variada e oportunista, porém, com hábitos sociais diferentes (CHEIDA et al. 2006). Enquanto a irara é predominantemente solitária, formando apenas pequenos grupos familiares, o quati possui grupos numerosos de fêmeas e filhotes, e os machos adultos são solitários. Ambas as espécies podem ser encontradas em habitats alterados e são vítimas de caça por proprietários rurais e de atropelamentos (CHEIDA et al. 2006). Também estes animais podem utilizar os eucaliptos em qualquer idade, não tendo sido detectadas em todas as idades possivelmente por viés metodológico.

O tapiti é o único representante nativo da ordem Lagomorpha. Alimenta-se de matéria vegetal e ocorre principalmente em transições entre bosques e áreas abertas, bordas de cursos d'água e áreas alagadas (REIS et al. 2006). Também é uma espécie pouco exigente e pode ser encontrada em todas as idades do eucalipto, desde que haja recurso alimentar e abrigo.

Das 42 espécies nativas de mamíferos de médio e grande porte historicamente registradas na região, onde foi conduzido este estudo, 28 não foram detectadas. Destas, 15 foram detectadas

em estudos anteriores (Capítulo 2 desta tese, Silva 2004) que incluíam remanescentes florestais nativos. São elas: tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), cutia (*Dasyprocta azarae*), paca (*Cuniculus paca*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), gato-maracajá (*Leopardus wiedii*), jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), macaco-prego (*Cebus nigritus*), tatuí (*Dasypus septemcinctus*), tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), furão (*Galictis cuja*), mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), anta (*Tapirus terrestris*), onça-pintada (*Panthera onca*) e bugio (*Alouatta guariba*). É provável que as três últimas estejam localmente extintas onde este estudo foi conduzido devido à caça e à diminuição de habitats nativos originais.

O tatuí é caracterizado como insetívoro generalista por Redford (1985), apesar de seus hábitos alimentares terem sido pouco estudados (MEDRI et al. 2006). Pode ser encontrado em campos, florestas e cerrados (WETZEL 1982) e tolera habitats alterados pelo homem (MCDONOUGH et al. 2000). Possivelmente ocorre nas áreas levantadas neste estudo. Contudo, não foi detectada no período de levantamento. O tatu-de-rabo-mole alimenta-se principalmente de formigas e cupins (REDFORD 1985). Habita florestas e tolera habitats secundários, mas não ocorre em áreas de agricultura degradadas (AGUIAR 2004). Pode estar localmente extinto devido às características historicamente agrícolas da paisagem que domina a área estudada.

A capivara possui hábito semi-aquático, ocorre em matas ciliares e savanas periodicamente inundáveis (OLIVEIRA E BONVICINO 2006, FERRAZ et al. 2007). É rara ou extinta em algumas regiões do país, contudo é comum no Estado de São Paulo (VERDADE E FERRAZ 2006). A espécie não foi detectada possivelmente por as parcelas de areia não terem sido instaladas na proximidade de áreas que pudessem sofrer alagamentos.

O furão possui dieta composta por vertebrados, tais como pequenos mamíferos, répteis, anfíbios e aves (CHEIDA et al. 2006). Ocorre em florestas e áreas abertas (CHEIDA et al. 2006). O mão-pelada alimenta-se de insetos, peixes, caranguejos, anfíbios e frutos (EMMONS E FEER 1997, NOWAK 1999, REDFORD E EISENBERG 1999). Ocorre em florestas próximas a banhados, manguezais e praias (CHEIDA et al. 2006). Ambos são bastante generalistas em suas dietas, contudo, pelo menos aparentemente, a primeira espécie tolera melhor as alterações impostas por atividades humanas, visto que o mão-pelada depende ainda da qualidade da água para sua sobrevivência.

A rapozinha (*Lycalopex vetulus*) e a jaritataca (*Conepatus semistriatus*) não foram detectadas no presente estudo, nem em estudos anteriores nessa área. A rapozinha ocorre em

campos naturais, no Pantanal e nos Cerrados até seus limites com a Caatinga (CÂMARA E MURTA 2003). Sua dieta é insetívoro-onívora, consumindo principalmente térmitas, gafanhotos, pequenos mamíferos, aves e frutos (CABRERA 1940, FONSECA et al. 1996). A jaritataca alimenta-se de invertebrados, pequenos mamíferos e frutos (CHEIDA et al. 2006). Ocorre em vegetações abertas, como campos e cerrados, e evita matas densas (VIEIRA 1955, EMMONS E FEER 1997, REDFORD E EISENBERG 1999, SILVA et al. 2004). Ambos possuem dieta onívora e parecem ser tolerantes às características de estrutura da vegetação encontradas em plantios de eucalipto. Contudo não foram detectados possivelmente em função do baixo esforço amostral do presente estudo.

Preguiça (*Bradypus variegatus*), ouriços (*Sphigurus spinosus*, *Sphigurus vilosus*), sauá (*Callicebus nigrifrons*) e lontra (*Lontra longicaudis*) também não detectadas neste estudo, possuindo hábitos arborícolas (as primeiras) e semi-aquáticos (a última).

As demais espécies não detectadas neste estudo também não foram detectadas em estudos anteriores recentes nesta região sendo possivelmente as espécies mais ameaçadas no Estado de São Paulo, junto à onça-pintada. São elas: tatu-canastra (*Priodontes maximus*), queixada (*Tayassu pecari*), veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dicotomus*), vachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) e ariranha (*Pteronura brasiliensis*).

O tatu-canastra alimenta-se principalmente de formigas e cupins (REDFORD 1985, ANACLETO E MARINHO-FILHO 2001), mas também pode consumir outros insetos, aranhas, minhocas, larvas, cobras e carniça (NOWAK 1999). Ocorre em florestas tropicais e sub-tropicais, cerrados, ambientes xerófilos e planícies de inundação (Parera 2002). Seu deslocamento diário pode alcançar mais de três quilômetros (PARERA 2002). É normalmente caçado à exaustão como alimento, sendo raramente encontrado em habitats alterados (AGUIAR 2004).

O queixada ocorre tanto em áreas florestais quanto em áreas abertas (Reis et al. 2006). Apresenta comportamento social complexo, que tem influência na razão sexual das populações desta espécie (TIEPOLO E TOMAS 2006). Forma grupos coesos que alcançam as centenas de indivíduos (SOWLS 1984, EMMONS E FEER 1997, FRAGOSO 1998). Possui hábito alimentar onívoro, consome ampla variedade de itens, tais como tubérculos, invertebrados, pequenos vertebrados, carcaças e fungos, mas apresenta preferência por dieta frugívora (SCHALLER 1983, BODMER 1989, 1991). A área de vida estimada para os grupos varia de 22 a 109 km² (FRAGOSO 1998, KEUROGHLIAN et al. 2004). Não tolera fragmentação ou alteração do

habitat original (TIEPOLO E TOMAS 2006). A caça intensiva elimina todo ou, pelo menos a maior parte dos grupos (fêmeas grávidas, filhotes em lactação, machos dominantes) (TIEPOLO E TOMAS 2006). Doenças transmitidas por ungulados domésticos também representam uma grande ameaça a esta espécie (TIEPOLO E TOMAS 2006).

O veado-campeiro é característico de ambientes abertos. Pode ser encontrado solitário ou em bandos que se desfazem e reagrupam continuamente (RODRIGUES E MONTEIRO 2000). É ameaçado pela caça, fragmentação e alteração de habitats nativos (TIEPOLO E TOMAS 2006), e provavelmente, por doenças transmitidas por ungulados domésticos.

O cervo-do-Pantanal ocorre em áreas úmidas, como várzeas e planícies de inundação (PINDER E GROSSE 1991, TOMAS et al. 1997). Consome plantas aquáticas, tais como *Nymphaea* spp., *Sagittaria* spp., gramíneas e leguminosas paludícolas (TOMAS E SALIS 2000). Forma grupos que podem ser considerados nômades, em escala variável, dependendo do regime hidrológico da área (TIEPOLO E TOMAS 2006). É considerado extinto em grandes extensões da Bacia do Paraná (TIEPOLO E TOMAS 2006) e em toda a Bacia do Tietê (TOMAS et al. 1997). As possíveis razões de seu desaparecimento nessas regiões são a destruição dos ambientes de várzea, caça, doenças transmitidas por ungulados domésticos e a construção de grandes barragens (SCHALLER 1983, TOMAS et al. 1997, TIEPOLO et al. 2004). Ainda, segundo Tomas et al. (1997), drenagens, atividades agropastoris e hidrovias contribuem para seu desaparecimento. Em trabalho realizado no Parque Nacional de Ilha Grande, Tiepolo et al. (2004) constataram que atropelamentos, caça de subsistência e até picadas por abelhas africanizadas eram causas de mortandade entre os indivíduos da espécie.

O cachorro-vinagre é encontrado em matas úmidas, inclusive em suas bordas, tais como matas de galeria, próximo a cursos d'água (COIMBRA-FILHO 1972, LANGUTH 1975, EMMONS E FEER 1997, REDFORD E EISENBERG 1999, MIRANDA 2003, MACHADO et al. 2005). É o único canídeo silvestre brasileiro com comportamento gregário, formando grupos familiares que variam de três a dez indivíduos (NOWAK 1999, REDFORD E EISENBERG 1999, MIRANDA 2003). Contudo, também pode apresentar hábito solitário (EMMONS E FEER 1997). Sua dieta é estritamente carnívora, composta de pequenos vertebrados (CHEIDA et al. 2006), mas, devido a um sistema de caça cooperativo, pode consumir animais de médio e grande porte, tais como quati, cutia, paca, pequenos cervídeos, capivara e ema (LANGUTH 1975,

DEUTSCH 1983, PERES 1991, FONSECA et al. 1994, NOWAK 1999, PESSUTI et al. 2001, MIRANDA 2003, MARGARIDO E BRAGA 2004).

A ariranha ocorre em florestas e áreas úmidas próximas a rios de pouca correnteza (CHEIDA et al. 2006). Alimenta-se de peixes e pequenos vertebrados (CARTER E ROSAS 1997). A perda e degradação de habitat por poluição da água e inundação por barragens (CHEIDA et al. 2006), além do alto valor de sua pele que levou à caça extensiva nas décadas de 1950 e 1960 (FONSECA et al. 1994, CARTER E ROSAS 1997, MARGARIDO E BRAGA 2004) levaram as populações desta espécie a drásticas reduções, e a seu desaparecimento da maior parte da região Sudeste do Brasil.

As seis últimas espécies descritas acima são exigentes em algum aspecto de seus hábitos. Todas ocupam extensas áreas de vida e são pouco plásticas em relação ao habitat ou dieta. Algumas possuem hábito gregário o que as torna relativamente conspícuas a caçadores e exige uma quantidade maior de recursos alimentares, o que pode significar o consumo de espécies domésticas e, por conseguinte, o conflito com produtores rurais. A anta e a onça-pintada compartilham destas características e encontram-se igualmente restritas a algumas poucas localidades, no Estado de São Paulo, onde ainda há remanescentes relativamente extensos de vegetação nativa. Dada a combinação de fatores que podem levar estas espécies à extinção local e regional, é provável que sejam as primeiras a desaparecer da comunidade de mamíferos de médio e grande porte quando as atividades humanas passam a alterar a paisagem em escalas amplas. Portanto, devido ao caráter fragmentário e dendrítico dos remanescentes de vegetação nativa, e ao longo histórico de uso intensivo do solo e de ocupação para fins econômicos da paisagem na região de interesse deste estudo, as espécies encontradas nos levantamentos devem ser generalistas, algumas habitat-oportunistas, outras apenas tolerantes a alterações.

No presente estudo foi possível notar que não houve alteração significativa do número de espécies detectadas na faixa de idade do eucalipto entre zero e um ano e a faixa de idade entre dois e três anos. Uma diminuição acentuada, aos seis a sete anos, é precedida de aumento na faixa entre quatro e cinco anos. Este aumento no número de espécies pode ser possivelmente pelo aumento de biomassa vegetal (SCHARLEMANN et al. 2004, GREEN et al. 2005, SCHARLEMANN E LAURANCE 2008, BALMFORD et al. 2009) e do ambiente fisicamente florestal, com árvores relativamente altas (~ 30 m) e presença de algum sub-bosque, o que fornece algum abrigo e alimento a espécies mais generalistas.

Nos três primeiros anos, quando os eucaliptos jovens formam linhas de densas galhadas logo acima do solo, entre estas "ruas" de arvoretas plantadas, crescem gramíneas e dicotiledôneas, herbáceas e arbustivas, resistentes (ainda que num período curto de tempo) à aplicação de herbicidas (NÓBREGA et al. 2008). Além disso, existe maior incidência de luz enquanto os eucaliptos não atingem altura de corte (NÓBREGA et al. 2008). Nesta fase, os nichos deixados vagos por invertebrados após o corte, quando a terra é preparada para um novo plantio, podem ser ocupados por espécies oportunistas (RAMOS et al. 2004). Tais espécies, além das sementes de gramíneas e os frutos das herbáceas e arbustos podem atrair pequenos vertebrados. Estes, por sua vez, servem de recurso a mesopredadores. Também, as folhas de herbáceas e arbustos, e os talos de gramíneas, servem de recurso a pastadores, como pequenos cervídeos e coelhos que, junto aos mesopredadores e pequenos vertebrados, servem de recurso a predadores maiores, como felídeos e canídeos.

Nos três primeiros anos do ciclo de produção do eucalipto são realizadas capinas químicas e mecânicas (com roçadeiras) para suprimir o sub-bosque que se forma naturalmente dentro destes plantios (RAMOS et al. 2004). É após este período que os recursos para mamíferos de médio e grande porte escasseiam nestas plantações devido à eliminação do sub-bosque. A maioria das espécies desta comunidade, possivelmente, desloca-se para outras áreas com eucaliptos mais jovens, que ofereçam mais oportunidades de obtenção de recursos. Após este período as capinas são realizadas de acordo com a necessidade de se suprimir o sub-bosque (RAMOS et al. 2004).

Nos eucaliptais mais velhos ainda foi possível encontrar espécies que provavelmente estavam utilizando recursos que continuavam disponíveis, como formigas e térmitas. O tatu-galinha e o tamanduá-bandeira foram detectados em área de eucalipto com idade entre seis e sete anos de plantio. Ambos alimentam-se de invertebrados sendo o tatu-galinha bastante generalista e tolerante a alterações nos seus habitats (McBEE E BAKER 1982). Ainda, segundo Ramos et al. (2004), as capinas alteram a comunidade de formigas dentro dos eucaliptais sendo estes efeitos deletérios num prazo de sessenta dias, após o qual as formigas tendem a recolonizar os plantios e atingir suas densidades anteriormente observadas.

Algumas das espécies detectadas neste estudo deslocam-se por grandes distâncias em prazos relativamente curtos, o que pode ter afetado sua freqüência de ocorrência em função do pequeno período amostral. São elas: o lobo-guará, o cachorro-do-mato e o tamanduá-bandeira.

A análise dos resultados obtidos neste trabalho sugere que existe um padrão na intensidade de uso que algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte fazem de áreas plantadas com eucalipto no decorrer de um ciclo produtivo. Este padrão sugere uma sucessão de colonização, permanência e rarefação qualitativa e quantitativa de recursos alimentares. Segundo Christian et al. (1997, 1998), as respostas de animais ao manejo em monoculturas de álamo podem, pelo menos parcialmente, ser função de sua mobilidade. Espécies de pequeno porte com movimentação limitada são mais afetadas pela composição da vegetação dentro da monocultura (CHRISTIAN 1997), enquanto que espécies com maior mobilidade como passeriformes e mamíferos de grande porte são mais afetados pela composição da paisagem circundante (CHRISTIAN et al. 1997, 1998).

Dado o potencial para a conservação de biodiversidade das plantações de eucalipto em escala industrial, que se deve a fatores como sua implantação ocorrer muitas vezes em áreas antigamente utilizadas por culturas mais agressivas (ver capítulo 1 desta tese), exigência crescente de certificação ambiental pelo mercado de consumo de seus produtos (SPATHELF et al. 2005), a comprovada ocorrência de um número razoável de espécies de mamíferos de médio e grande porte, pode sugerir que algumas alterações operacionais e de manejo venham a favorecer estas espécies neste dado habitat.

Estas alterações são, quanto ao manejo, alternativas que garantam a permanência de sub-bosque nas fases mais avançadas do ciclo produtivo, e nas operações de plantio e corte, alem de uma distribuição dos talhões de forma que componham mosaicos com blocos de diversas idades próximos uns dos outros. Apesar de ser possivelmente mais lucrativo às empresas florestais manter o sub-bosque nos quatro últimos anos do ciclo produtivo do eucalipto, o DEPRN (Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais), através do Decreto Estadual 53.027-2008, baseia-se no Código Florestal Brasileiro (Lei 4771/65) e na Lei da Mata Atlântica (Lei 11428/2006) para avaliar o estágio de sucessão do subosque nativo em áreas de reflorestamento (BRASIL 1965, 2006, SÃO PAULO 2008), se considerado mais avançado do que em estágios iniciais de sucessão o corte da floresta plantada é embargado. Isto desencoraja as empresas a manter a vegetação sob o risco de não obterem a licença para a extração do eucalipto. Nesta circunstância o excessivo conservadorismo da legislação vigente resulta num desnecessário (e paradoxalmente custoso) aumento do impacto da cultura na fauna e flora silvestres. Estudos futuros devem priorizar o real impacto desse manejo, visando o desenvolvimento de práticas

culturais que propiciem economicidade ao setor produtivo e ampliem o possível valor conservacionista de paisagens agrícolas e silviculturais.

Referências

AGUIAR, J.M.; Species summaries and species discussions. **Edentata**, Washington, v n. 6, p**.** 3-26, 2004.

ALLEN, R.; PLATT, K. Biodiversity in New Zealand plantations. **New Zealand Journal of Forestry**, Christchurch, v. 39 ,n. 4**,** p**.** 26-29, 1995.

ANACLETO, F.C.S. Hábito alimentar de tatu-canastra (Xenarthra, Dasypodidae) em uma área de cerrado do Brasil Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 18, n. 3**,** p**.** 681-688, 2001.

BALI, A.; KUMAR, A.; KRISHNASWAMY, J. The mammalian communities in coffee plantations around a protected area in the Western Ghats, India. **Biological Conservation**, Barking, v. 139, n. ½, p**.** 93-102, 2007.

BALMFORD, A.; CAREY, P.; KAPOS, V.; MANICA, A.; RODRIGUES, A.S.L.; SCHARLEMANN, J.P.W.; GREEN, R.E. Capturing the Many Dimensions of Threat: Comment on Salafsky et al. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 23, n. 2**,** p**.** 482-487, 2009.

BECKER, M. ; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros:** Um guia de campo. Brasília: Ed. UnB, Ed. IBAMA, 1999. 180 p.

BODMER, R.E. Frugivory in amazonian artiodactyla - evidence for the evolution of the ruminant stomach. **Journal of Zoology**, Oxford, v. 219, p. 457-467, 1989.

BODMER, R.E. strategies of seed dispersal and seed predation in amazonian ungulates. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 3**,** p**.** 255-261, 1991.

BRASIL. Lei 4771 de 1965, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 de set. de 1965. seção 1, p. 6-8.

BRASIL. Lei 11428 de 2006, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 de dez. de 2006, seção 1.

BREECE, G.A.; DUSI, J.L. Food habitats and home range of the common long-nosed armadillo *Dasypus novemcinctus* in Alabama. **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas**. MONTGOMERY, G.G. (Ed.). Washington: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 419-427.

CABRERA, A. **Mamiferos sud-americanos:** vida, costumes y descripcion. Buenos Aires, Cia. Argentina de Editores, 1940. 370 p.

CÂMARA, T.; MURTA, R. **Mamíferos da Serra do Cipó**. Belo Horizonte:Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, 2003. 127 p.

CARLSON, A. A comparison of birds inhabiting pine plantation and indigenous forest patches in a tropical mountain area. **Biological Conservation**, Barking, v. 35, n. 3**,** p**.** 195-204, 1986.

CARTER, S.K.;ROSAS, F.C.W. Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. **Mammal Review**, Oxford, v. 27, n. 1, p**.** 1-26, 1997.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnivora. In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL**,** 2006. p. 231-275.

CHEY, V.K.; HOLLOWAY, J.D.; SPEIGHT, M.R. Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. **Bulletin of Entomological Research**, Cambridge, v. 87, n. 4**,** p**.** 371-385, 1997.

CHRISTIAN, D.P. Wintertime use of hybrid poplar plantations by deer and medium-sized mammals in the Midwestern U.S. **Biomass and Bioenergy**, Barking, v. 12, n. 1**,** p**.** 35-40, 1997.

CHRISTIAN, D.P.; COLLINS, P.T.; HANOWSKI, J.M.; NIEMI, G.J. Bird and small mammal use of short-rotation hybrid poplar plantations. **Journal of Wildlife Management**, Menasha, v. 61, n. 1**,** p**.** 171-182, 1997.

CHRISTIAN, D.P.; HOFFMAN, W.; HANOWSKI, J.M.; NIEMI, G.J.; BEYEA, J. Bird and mammal diversity on woody biomass plantations in North America. **Biomass and Bioenergy**, Barking, v. 14, n. 4**,** p**.** 395-402, 1998.

COIMBRA-FILHO, A.F. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. **Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. In:REUNIÃO TÉCNICA SOBRE ESPÉCIES DA FAUNA BRASILEIRA AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO RIO DE JANEIRO, 1972, Rio de Janeiro. **Papéis...** Rio de Janeiro:Academia Brasileira de Ciências, 1972. p. 88-91.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**. London, v. 345, n. 1311**,** p**.** 101-118, 1994.

DEUTSCH, L.A. An encounter between bush dog (*Speothos venaticus*) and paca (*Agouti-paca*). **Journal of Mammalogy**, American Society of Mammalogy, Baltimore, v. 64, n. 3**,** p**.** 532-533, 1983.

DUNFORD, W. ; FREEMARK, K. Matrix matters: Effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 20, n. 5, p**.** 497-511, 2005.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals:** A field guide. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307 p.

ESTADES, C.F.; TEMPLE, S.A. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. **Ecological Applications**, Washington, v. 9, n. 2, p**.** 573-585, 1999.

ESTRADA, C.G.; DAMON, A.; HERNANDEZ, C.S.; PINTO, L.S.; NUNEZ, G.I. Bat diversity in montane rainforest and shaded coffee under different management regimes in southeastern Chiapas, Mexico. **Biological Conservation**, Barking, v. 132, n. 3**,** p**.** 351-361, 2006.

EVANS, J. **Plantation forestry in the tropics**: Tree planting for industrial, social, environmental, and agroforestry purposes. Oxford: Oxford Unversity Press, 1992. 403 p.

FERRAZ, K.; FERRAZ, S.F.D.; MOREIRA, J.R.; COUTO, H.T.Z.; VERDADE, L.M. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, n. 2**,** p**.** 223-230, 2007.

FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; COSTA, C.M.R.; MACHADO, R.B.; LEITE, Y.L.R. **Livro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1994. 459 p.

FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y.L.R.; MEITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; PATTON, J.L. **Lista anotadados mamíferos do Brasil**. Washington: Conservation International, 1996. 38 p.

FRAGOSO, J.M.V. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, Washington, v. 30, n. 3**,** p**.** 458-469, 1998.

FREEDMAN, B.; ZELAZNY, V.; BEAUDETTE, D.; FLEMING, T.; JOHNSON, G.; FLEMMING, S.; GERROW, J.S.; FORBES, G.; WOODLEY, S. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests. **Environmental Reviews**, Kingston, v. 4, n. 4**,** p**.** 238-265. 1996.

GREEN, R.E.; CORNELL, S.J.; SCHARLEMANN, J.P.W.; BALMFORD, A. Farming and the Fate of Wild Nature. **Science**, Washington, v. 307, n. 5709**,** p**.** 550-555, 2005.

GRIGERA, D.E. e RAPOPORT, E.H. Status and distribution of the european hare in South-America. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 64, n. 1**,** p**.** 163-166, 1983.

HARTLEY, M.J. e HUNTER, M.L. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 12, n. 2**,** p**.** 465-469, 1998.

HARTLEY, M.J. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 155, n. 1/3**,** p**.** 81-95, 2002.

KARANTH, K.U.; NICHOLS, J.D.; KUMAR, N.S. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests .In: THOMPSON, W.L. BURNHAM, K.P. (Ed.). **Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters**. Washington, Island Press**:** 2004. p. 229-247.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D.P.; LONGLAND, W.S. Area use by white-lipped and collared peccaries (Tayassu pecari and Tayassu tajacu) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, Barking, v. 120, n. 3**,** p**.** 411-425. 2004.

LANGUTH, A. Ecology and evolution in the south-american canids In: FOX, M.W. **The wild canids:** Their systematics, behavioral ecology, and evolution. New York: Van Nostrand Reinhold**,** 1975. p. 193-206.

LOMOLINO, M.V. e PERAULT, D.R. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 10, n. 2, p**.** 113-132, 2001.

LUGO, A.E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM AND WORKSHOP ON CATALYZING NATIVE FOREST REGENERATION ON DEGRADED TROPICAL LANDS.1996. Washington, D.C. **Proceedings…** Washington: Elsevier Science,1996. p. 9-19.

MACHADO, A.B.M.; MARTINS, C.S.; DRUMMOND, G.M. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as listas de espécies quase ameaçadas e deficientes em dados**. Belo Horizonte:Fundação Biodiversitas, 2005. 157 p.

MARGARIDO, T.C.M.;BRAGA, F.G. Mamíferos. In: MIKICH, S.B.; BÉRNISL, R.S. (Ed.). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no estado do Paraná**. Curitiba:Instituto Ambiental do Paraná**,** 2004. p. 25-142.

McBEE, K.; BAKER, R.J. *Dasypus novemcinctus*. **Mammalian Species**. New York v. 162, p. 1-9. 1982.

MCDONOUGH, C.M.; DELANEY, M.A.; LE, P.Q.; BLACKMORE, M.S.; LOUGHRY, W.J. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and United States of America. **Revista de Biologia Tropical**, San Jose, v. 48, n. 1**,** p**.** 109-120, 2000.

MEDRI, I.M.; MOURÃO, G.M.; HARADA, A.Y. Dieta de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata**, Washington, v. 5, p. 29-34, 2003.

MEDRI, I.M.; MOURÃO, G.; RODRIGUES, F.H.G. Ordem Xenarthra.In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, UEL**:** 2006. p. 71-99.

MICHELSEN, A.; LISANEWORK, N.; FRIIS, I.; HOLST, N. Comparisons of understorey vegetation and soil fertility in plantations and adjacent natural forests in the Ethiopian highlands. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n. 3**,** p**.** 627-642, 1996.

MIRANDA, E.E. **Natureza, conservação e cultura:** Ensaios sobre a relação do homem com a natureza no Brasil. São Paulo:Metalivros.. 2003. 179 p.

MOORE, S.E. ; ALLEN, H.L. Plantation forestry. In: HUNTER, M.L. (Ed.). **Maintaining biodiversity in forest ecossystems**. Cambridge:Cambridge University Press, 1999. p. 400-433.

MOSS, D.; TAYLOR, P.N.; EASTERBEE, N. EFFECTS ON SONG-BIRD POPULATIONS OF UPLAND AFFORESTATION WITH SPRUCE. **Forestry**, London, v. 52, n. 2**,** p**.** 129-150, 1979.

NAKANO-OLIVEIRA, E. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP (Carnivora: Mammalia)**. 2002. 97 p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas, 2002.

NÓBREGA, A.M.F.D.; VALERI, S.V.; PAULA, R.C.D.; SILVA, S.A.D. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio - SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 909-920, 2008.

NORTON, D.A. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: Options for the future. **New Zealand Journal of Forestry**, Christchurch, v. 43, n. 2**,** p**.** 34-39, 1998.

NOWAK, R.M. **Walker's mammals of the world**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1999.1936 p.

NUMA, C.; VERDU, J.R.; SANCHEZ-PALOMINO, P. Phyllostomid bat diversity in a variegated coffee landscape. **Biological Conservation**, Barking, v. 122, n. 1**,** p**.** 151-158, 2005.

OLIVEIRA, J.A.; BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia.In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina:UEL**,** 2006. p. 347-405.

OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo. Legenda expandida.** Campinas: Instituto Agronômico, 1999. 64 p.

OLIVEIRA, T.G.; CASSARO, K. **Guia de identificação dos felinos brasileiros.** São Paulo: Sociedade de Zoológicos do Brasil, 1997. 60 p.

PALIK, B.; ENGSTRON, R.T. Species composition. In: HUNTER, M.L. (Ed.). **Maintaining biodiversity in forest ecossystems**. Cambridge:Cambridge University Press**,** 1999. p. 65-94.

PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN JR., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte.In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza**,** 2003. p. 181-201.

PARERA, A. **Los mamíferos de la Argentina e la región Austral de Sudamerica**. Buenos Aires: El Ateneo. 2002. 454 p.

PERACHI, A.L.; ROCHA, W.J.; REIS, N.R. Mamíferos não-voadores da bacia do Rio Tibagi. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Ed.). **A bacia do Rio Tibagi**. Londrina, UEL**,** 2002. p. 125-150.

PERES, C.A. Observations on hunting by small-eared (atelocynus-microtis) and bush dogs (speothos-venaticus) in central-western amazonia. **Mammalia**, Paris,v. 55, n. 4**,** p**.** 635-639, 1991.

PERLEY, C. Biodiversity, sustainability and a land ethic. **New Zealand Journal of Forestry**, Christchurch, v. 39, n. 1**,** p**.** 2-3, 1994.

PESSUTI, C.; SANTIAGO, M.E.B.; OLIVEIRA, L.T.F. Order Carnivora, Family Canidae (dogs, foxes, maned wolves).In: FOWLER, M.E. CUBAS, Z.S. (Ed.). **Biology, medicine and surgery of South American wild animals**. Ames:Iowa State University Press**,** 2001. p. 279-290.

PINDER, L. ; GROSSE, A.P. *Blastocerus dichotomus*. **Mammalian species**. New York, n. 380**,** p**.** 1-4, 1991.

RAMOS, L.D.S.; ZANETTI, R.; MARINHO, C.G.S.; DELABIE, J.H.C.; SCHLINDWEIN, M.N.; ALMADO, R.D.P. Impacto das capinas mecânica e química do sub-bosque de *Eucalyptus grandis* sobre a comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 139-146, 2004.

REDFORD, K.H. Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae) In: MONTGOMERY, G.G. (Ed.). **The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 429-437.

REDFORD, K.H. e EISENBERG, J.F. **Mammals of the neotropics**. Chicago: University of Chicago Press, 1999. 609 p.

REIS, N.R.; PERACHI, A.L., W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL, 2006. 437 p.

ROBINSON, S.K.; THOMPSON, F.R.; DONOVAN, T.M.; WHITEHEAD, D.R.; FAABORG, J. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. **Science**, Washington, v. 267, n. 5206**,** p**.** 1987-1990, 1995.

RODRIGUES, F.H.G. ; MONTEIRO, E.L.A. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. **Journal of Mammalogy**, Baltimore , v. 81 , n. 4**,** p**.** 1136-1142, 2000.

SÃO PAULO. Decreto 53.027 de 2008, de 26 de maio de 2008. Reorganiza a Secretaria do Meio Ambiente - SMA e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Seção 1, 27 de mai. de 2008, v. 118, n. 95.

SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 31, n. 1, p**.** 1-36, 1983

SCHARLEMANN, J.P.W.; GREEN, R.E.; BALMFORD, A. Land-use trends in Endemic Bird Areas: global expansion of agriculture in areas of high conservation value. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 12**,** p**.** 2046-2051, 2004.

SCHARLEMANN, J.P.W. ;LAURANCE, W.F. Environmental science: How green are biofuels? **Science**, Washington, v. 319, n. 5859**,** p**.** 43-44, 2008.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. **Biodiversidade da caatinga: áreas prioritárias para a conservação**. Brasília: MMA;
UFPE. 2004. 382 p.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J.A.; COX, J.; MEHLMAN, D.W. movement corridors - conservation bargains or poor investments. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 6, n. 4**,** p**.** 493-504, 1992.

SOWLS, L.K. **The peccaries**. Tucson:University of Arizona Press, 1984. 251 p.

SPATHELF, P.; MATTOS, P.P.D.; BOTOSSO, P.C. Certificação Florestal no Brasil – uma ferramenta eficaz para a conservação das florestas naturais? **FLORESTA**, Curitiba, v. 34, n. 3**,** p**.** 337-379, 2005.

SPSS, I. **Systat 10.** 2000.

TIEPOLO, L.M.; FERNANDES, F.A.S.; TOMAS, W.T.M. A conservação do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS) **Natureza & Conservação: Revista Brasileira de conservação da natureza**, Curitiba, v. 2, n. 1**,** p**.** 57-67, 2004.

TIEPOLO, L.M.; TOMAS, W.M. Ordem Artiodactyla. In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina:UEL**,** 2006. p. 283-304.

TIMO, T.P.C. **Influência da fragmentação e matriz sobre a riqueza e a abundância da comunidade de mamíferos de médio a grande porte de uma floresta de terra firme na Amazônia central**. 2003. 46 p. Dissertação (Mestrado na área de Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas,Manaus, 2003.

TOMAS, W.M.; BECCACECI, M.D.; PINDER, L. Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*).In: DUARTE, J.M.B. (Ed.). **Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos**. Jaboticabal: FUNEP**,** 1997. p. 24-40.

TOMAS, W.M.;SALIS, S.M. Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Amsterdam, v. 35, n. 3**,** p**.** 165-172, 2000.

TUCKER, J.W.; HILL, G.E.; HOLLER, N.R. Managing mid-rotation pine plantations to enhance Bachman's sparrow habitat. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 26, n. 2**,** p**.** 342-348, 1998.

VELOSO, H.P. Sistema fitogeográfico. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Secretaria de Planejamento, O.E.C.;Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE, Diretoria de Geociências; Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, IBGE. 0103-9598, 1992. p**.** 9-38.

VERDADE, L.M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Capybaras in an anthropogenic habitat in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 371-378, 2006.

VIEIRA, C.C. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 7, n. 341-487, 1955

WAGNER, R.G.; FLYNN, J.; GREGORY, R.; MERTZ, C.K.; SLOVIC, P. Acceptable practices in Ontario's forests: Differences between the public and forestry professionals. **New Forests**, New York, v. 16, n. 2**,** p**.** 139-154, 1998.

WEMMER, C.; KUNZ, T.H.; LUNDIE-JENKINS, G.; MCSHEA, W.J. Mammalian Sign.In: WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity:** satandard methods for mammals. Washington, Smithsonian Institution, 1996. p. 157-176.

WETZEL, R.M. Systematics, distribution, ecology, and conservation of South American edentates. In: MARES, M.A.; GENOWAY, H.H. (Ed.).**Mammalian biology in South America**. Pittsburgh:The University of Pittsburgh Press, 1982. v.6.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal species of the World:** A taxonomic and geographic reference. Baltimore **:**Johns Hopkins University Press, 2005. 2 v. 2142 p.

WILSON, M.D.; WATTS, B.D. Response of brown-headed nuthatches to thinning of pine plantations. **Wilson Bulletin**, Oberlin, v. 111, n. 1, p**.** 56-60, 1999.