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

Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em paisagem silvicultural recém-implantada da Bacia do Paranapanema, São Paulo, Brasil

Adriane Calaboni

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

**Piracicaba
2012**

Adriane Calaboni
Bacharel em Ciências Biológicas

Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em paisagem silvicultural recém-implantada da Bacia do Paranapanema, São Paulo, Brasil

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

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

Piracicaba
2012

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

Calaboni, Adriane

Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em paisagem silvicultural recém-implantada da Bacia do Paranapanema, São Paulo, Brasil / Adriane Calaboni. - - Piracicaba, 2012.
87 p. : il.

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

1. Didelphimorphia 2. Eucaliptal 3. Paisagem agrícola 4. Rodentia I. Título

CDD 634.94
C141d

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

AGRADECIMENTOS

Ao professor Luciano pelos conselhos e ensinamentos que muito contribuíram para meu crescimento profissional. Obrigada pela paciência diante de meus erros e por dizer o que realmente deveria ser dito nessas situações. Foram essas palavras que me levaram ao aprendizado e ao fortalecimento.

À professora Carla Gheler-Costa por me encorajar a trabalhar com os pequenos mamíferos apesar de todos os obstáculos. Muito obrigada pela amizade, paciência, carinho e dedicação. Serei sempre grata pela confiança e oportunidade de realizar este trabalho.

Aos meus companheiros de campo Cristiane Millan (Tita), Ana Paula Rodrigues Pinto, Bruno Weiss, Stefânia Vital, Ricardo Brassalotti, Thaís Diniz, Cecília Kruszynski Assis e Alice Oliveira pela amizade e pelas horas de trabalho, que mesmo sendo árduas, foram gratificantes.

À Paula Sanches Martin por me ensinar com tanto carinho e dedicação a trabalhar com os pequenos mamíferos. Obrigada pelos conselhos e amizade!

À Paula Lopes pela amizade e principalmente pela paciência! Graças à sua incansável dedicação, aprendi a gostar de estatística. Muito obrigada, Bell!

Ao Ilson e ao Nê pela amizade e por todo apoio em campo. À Sônia pelas refeições deliciosas sempre preparadas com muito amor! Muito obrigada pela recepção sempre alegre. Aos proprietários das Fazendas Três Lagoas e Arca pelo alojamento e todas as condições necessárias para estadia e realização das campanhas. À Suzano Papel e Celulose à Eucatex por permitir a instalação das armadilhas e o livre acesso à área.

Ao Professor Alexandre Reis Percequillo e à equipe do Laboratório de Zoologia de Vertebrados pelas identificações e ajuda na taxidermia dos exemplares. E a Eduardo Athayde pela caracterização dos ambientes da área de estudo. Foram essenciais para a realização deste trabalho.

Às minhas amigas Thayne Bichara e Glaucia Burgi pela revisão dos abstracts!!!! Sempre carinhosas!!!

À secretária do PPGI Mara Casarin por todo o apoio, carinho e dedicação em todas as vezes que precisei.

Ao IBAMA pela concessão da licença de coleta indispensável para o desenvolvimento deste trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa e à FAPESP pelo financiamento do projeto.

A todos os meus amigos (acho que não preciso dizer quem são!) por participarem intensamente de todo esse processo e por sempre estarem ao meu lado nas conquistas e nos momentos mais tensos. Obrigada por fazerem parte da minha vida e trazer um sentido maior para minha existência.

Às minhas irmãs Cristiane Calaboni, Juliana Balbinotte (irmã gaúcha) e Jaci Vieira (irmã mineira) por TUDO! Por todos os momentos juntas, os de superação e também os de decepção, que nos trouxeram os maiores aprendizados.

Aos meus pais, Sirlei e Sérgio, e meu irmão, Rodrigo, pela vida, pelo amor incondicional e por me dar a oportunidade de ser TUDO o que sou hoje. Cada conquista minha é primeiramente de vocês. A toda a minha família pelo amor e pela união que me dão forças para tudo superar. Sou ETERNAMENTE grata a vocês!

"All human professions, institutions, and activities must be integral with the earth as the primary self-nourishing, self-governing and self-fulfilling community. To integrate our human activities within this context is our way into the future."

Thomas Berry

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM PAISAGEM SILVICULTURAL RECÉM IMPLANTADA DA BACIA DO PARANAPANEMA, SÃO PAULO, BRASIL.....	9
Resumo.....	9
Abstract.....	11
1 Introdução.....	13
Referências.....	16
2 PADRÃO ESPAÇO-TEMPOAL DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NEOTROPICAIS EM PAISAGEM SILVICULTURAL RECÉM-IMPLANTADA.....	21
Resumo.....	21
Abstract.....	21
2.1 Introdução.....	22
2.2 Material e métodos.....	24
2.2.1 Área de estudo.....	24
2.2.2 Delineamento amostral.....	26
2.2.3 Descrição dos ambientes amostrados.....	27
2.2.4 Levantamento de fauna.....	28
2.2.5 Metodologia analítica.....	29
2.3 Resultados.....	30
2.4 Discussão.....	40
2.4.1 Sucesso de captura e suficiência amostral.....	40
2.4.2 Diversidade de pequenos mamíferos em uma paisagem silvicultural recém implantada.....	41
2.5 Conclusões.....	51
Referências.....	52
3 DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM PLANTAÇÃO DE EUCALIPTO (EUCALYPTUS SPP.) RECÉM-IMPLANTADA.....	63
Resumo.....	63
Abstract.....	63
3.1 Introdução.....	64
3.2 Materiais e métodos.....	67
3.2.1 Área de estudo.....	67
3.2.2 Delineamento amostral.....	69
3.2.3 Levantamento de fauna.....	69
3.2.4 Metodologia analítica.....	70
3.3 Resultados.....	71
3.4 Discussão.....	75
3.5 Conclusões.....	79
Referências.....	80

RESUMO

Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em paisagem silvicultural recém implantada da bacia do Paranapanema, São Paulo, Brasil

O cultivo florestal do eucalipto foi introduzido no Brasil no início do século XX com o intuito de suprir de matéria prima as fornalhas e ferrovias em construção na época. A produção é destinada para os mais diversos propósitos e está ainda em ascensão, de tal forma que a área plantada ocupa atualmente mais de quatro milhões de hectares no país. Seu avanço, porém, traz consigo preocupações sobre os efeitos de seu cultivo sobre a fauna nativa, pois, embora possua perfil florestal, é ainda uma monocultura. A área do presente estudo localiza-se no município de Angatuba, Estado de São Paulo, na Bacia do Alto Paranapanema. O presente estudo abrangeu plantios com idades de um ano e quatro meses a quatro anos e dá continuidade ao estudo desenvolvido no início do plantio (0 a 2 anos e 11 meses) na mesma área por Martin et al. (2012), seguindo a mesma metodologia. A coleta dos pequenos mamíferos foi realizada por meio de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) distribuídas em grade em trinta unidades amostrais numa paisagem silvicultural, formada remanescentes florestais nativos, capoeira e eucaliptal a partir da metodologia amostral utilizada pelo Programa de Pesquisa em biodiversidade (PPBio), do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Foram capturadas 11 espécies pertencentes às ordens Rodentia e Didelphimorphia comumente encontradas em ambientes alterados e paisagens agrícolas. Não houve diferença significativa entre os ambientes testados em termos de riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Dessa forma, os eucaliptais atuaram como habitat para as espécies e não apenas como matriz permeável. Por esta razão, seu manejo, incluindo práticas culturais (e.g., adubação e controle de plantas “daninhas”) deverá levar em conta seu uso pela fauna silvestre e não apenas sua rentabilidade. Pesquisas futuras nessa área devem ser por isso, priorizadas a fim de garantir a missão multifuncional da paisagem silvicultural.

Palavras-chave: Rodentia; Didelphimorphia; Eucaliptal; Paisagem agrícola

ABSTRACT

Distribution and abundance of small mammals in an early growth silvicultural landscape in Paranapanema basin, São Paulo, Brazil

Eucalyptus plantation was introduced in Brazil on early twentieth century and it aimed to supply with feedstock the furnaces and railroads under construction at the time. The production had various purposes and is still rising; therefore, currently eucalyptus plantation occupies more than four million hectares in Brazil. Its progress, however, highlights some concerns about the effects of cultivation on the native fauna because eucalyptus plantation is a monoculture although it has forestry profile. The present study area is located in the municipality of Angatuba, State of São Paulo, in the Upper Paranapanema Basin. This study sampled plantations aged between one year and four months and four years and continued the study developed on early planting (0-2 years and eleven months) by Martin et al. (2012) in the same area therefore the present study followed the same methodology. The capture of small mammals was conducted using pitfall traps distributed in a grid with thirty sample units in a silvicultural landscape formed by native forest remnants, “capoeira” and eucalyptus plantation. This method is based on the sampling methodology developed by Biodiversity Research Program (PPBio) and Ministry of Science and Technology (MCT). We captured 11 species from the orders Rodentia and Didelphimorphia commonly found in disturbed habitats and agricultural landscapes. There was no significant difference between the tested environments in terms of species richness and abundance of individuals. Thus, the eucalyptus plantation acted as habitat to those species and not just as permeable matrix. For this reason, eucalyptus plantation management, including cultural practices (e.g., fertilization and weed control) should take into account its use by wildlife and not just its profitability. Future research in this area should therefore prioritize to ensure the multifunctional mission of silviculture landscapes.

Keywords: Rodentia; Didelphimorphia; Eucalyptus; Agricultural landscape

1 INTRODUÇÃO

Este estudo dá continuidade a um estudo anterior, desenvolvido na mesma área após a substituição da pastagem por plantio de eucalipto, e ambos buscaram, ao abordar tempos distintos dentro do ciclo do eucalipto, mostrar dados confiáveis sobre o efeito da silvicultura sobre as espécies de pequenos mamíferos (MARTIN et al., 2012). Muitos anos após o desmatamento inicial da vegetação nativa, pouco se sabe sobre a adaptação das espécies da fauna remanescente aos diferentes tipos de uso da terra que substituíram seus habitats naturais.

As florestas desempenham funções ambientais e climáticas essenciais, agindo como reguladoras naturais de importantes funções do ecossistema como manutenção do solo, controle das chuvas e do sistema hidrológico, além de serem reservatórios para a biodiversidade (DUDLEY et al., 1996). Desse modo, o desmatamento de extensas áreas de florestas causa grande impacto na superfície terrestre ameaçando a sustentabilidade global (SINGH et al., 2001).

O uso da terra foi o principal fator de desmatamento das florestas do mundo e suas maiores consequências são a simplificação e especialização dos ecossistemas (VEIGA, 2003). Um dos maiores exemplos desse processo é a devastação do bioma Mata Atlântica que teve início logo após o descobrimento do Brasil em 1500. No estado de São Paulo, a floresta nativa tem sido convertida em áreas agrícolas desde o século XVIII, predominando a criação de gado, café e cana-de-açúcar (DEAN, 1996). Nos últimos séculos, o acelerado desenvolvimento econômico da região aumentou a degradação da mata nativa remanescente e alterou definitivamente a paisagem (RIBEIRO et al., 2009).

Nos primeiros anos do século XX, foi introduzido no país o cultivo do eucalipto com o objetivo de prover matéria prima às fornalhas e às estradas de ferro em construção na época (QUEIRÓZ; BARRIQUELO, 2007). Atualmente, a área ocupada por eucaliptais no país ultrapassa quatro milhões de hectares, tendo substituído terras antes esgotadas pelo café e pela pecuária (ABRAF, 2011), e ainda se espera que a área plantada triplique em dez anos (QUEIRÓZ; BARRICHELO, 2007). Embora possua perfil florestal, a silvicultura é uma monocultura e abriga riqueza reduzida de espécies de pequenos mamíferos, mas pode mantê-la se ainda restar remanescentes florestais nativos na paisagem (PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; PARDINI et al., 2009; STALLINGS, 1991; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU et al., 2008; GHELER-COSTA et al., 2012; MARTIN et al., 2012). Apesar de simplificada e dominada por espécies de ampla distribuição, a comunidade de pequenos mamíferos presente

em áreas de silvicultura não é dominada por espécies exóticas ou típicas de áreas abertas, podendo abrigar algumas espécies florestais (METZGER et al., 2009; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU et al., 2008; GHELER-COSTA et al., 2012; MARTIN et al., 2012).

Habitats antrópicos e secundários podem ser inadequados para algumas espécies de pequenos mamíferos que exigem habitats naturais (ASFORA; PONTES, 2009; BONECKER et al., 2009; OLIFIERS et al., 2005; PARDINI et al., 2009; SCOTT et al., 2006; UMETSU; PARDINI, 2007). Contudo estas áreas abrangem porções importantes das áreas de vida de muitas espécies de mamíferos de maior porte ou de espécies pertencentes a outros grupos (DEFRIES et al., 2007; DOTTA; VERDADE, 2007; 2009; 2011). Além disso, promovem a manutenção das espécies em paisagens degradadas, embora quase sempre a composição de espécies seja diferente da original (DUNN, 2004; LAMBERT et al., 2006; MONAMY; FOX, 2000; PARDINI; UMETSU, 2006; SCHWEIGER et al., 2000; SCOTT et al., 2006; SWANSON et al., 2010; UMETSU; PARDINI, 2007).

Após o impacto inicial provocado pelo desmatamento eliminar grande parte da biodiversidade da área, as mudanças nas práticas agrícolas continuam a exercer grande pressão sobre a biodiversidade restante. As comunidades são então moldadas de acordo com a capacidade das espécies presentes em se adaptar às pressões antrópicas (VERDADE et al., 2011). Paisagens agrícolas mudam de maneira cíclica e afetam toda a fauna presente. Um meio eficiente de se avaliar esses efeitos é o conhecimento de alterações em parâmetros como riqueza, distribuição e abundância de espécies nessas áreas em longo prazo. Esses dados refletem a real resposta dessas espécies ao uso da terra e permitem a elaboração de medidas adequadas que possam minimizar os efeitos das atividades agrícolas sobre a biodiversidade. Porém até o momento, não há dados da distribuição e abundância de espécies em silvicultura de eucalipto que abranjam todo o ciclo do cultivo.

Saber como as espécies respondem ao tipo de uso da terra e à alteração nesse uso é o ponto de partida rumo à conservação de espécies em regiões degradadas como o estado de São Paulo. Tal conhecimento é base para a elaboração de políticas públicas adequadas ao contexto em que as espécies estão inseridas. Essas medidas deverão ser agregadas a um novo conceito de planejamento de áreas agrícolas em que o desenvolvimento das práticas agrícolas abrange a proteção da biodiversidade e dos recursos naturais (BRAMSNAES, 1994). Para isso, porém, novas formas de colaboração entre produtores rurais e autoridades públicas devem surgir (BRAMSNAES, 1994).

Qualquer medida de conservação inserida em um meio de produção agrícola precisa ser efetiva para grande parte da biodiversidade presente nesta paisagem em constante

modificação. Por isso, alguns grupos específicos são escolhidos para se determinar os possíveis efeitos das alterações da paisagem na biodiversidade. Um dos grupos amplamente utilizados para essa finalidade é o grupo formado por roedores e marsupiais, denominado pequenos mamíferos.

Os pequenos mamíferos são espécies de roedores com menos de 1kg e marsupiais com menos de 4kg, muito versáteis podendo ser aquáticos, terrestres ou arborícolas (EMMONS; FEER, 1999). Esse grupo apresenta pequena área de vida e variados usos do habitat (ERNEST; MARES; 1986; LIMA et al., 2010; LORETTO; VIEIRA; 2008; PIRES et al., 2010; CÁCERES, 2010) além de dietas baseadas em invertebrados e sementes em sua maioria onívoras e oportunistas (CÁCERES et al., 2002; CARVALHO et al., 1999; CARVALHO et al., 2005; CASELLA; CÁCERES, 2006; LESSA; COSTA, 2010; MAGNUSSON; SANAIOTTI, 1987; MARTINS; BONATO, 2010). Essas características fazem desse grupo boa ferramenta para detecção de possíveis efeitos antrópicos sobre a fauna de áreas impactadas. Dessa maneira, muitos estudos foram desenvolvidos com pequenos mamíferos em paisagens agrícolas (ANTUNES et al, 2010; BONECKER et al., 2009; BONVICINO et al., 2002; D'ANDREA et al., 1999; D'ANDREA et al., 2007; GHELER-COSTA et al., 2012; LYRA-JORGE et al., 2001; MARTIN et al., 2012; MEDELLÍN; EQUIHUA; 1998; PARDINI; 2004; PARDINI; UMETSU, 2006; PINTO et al., 2009; UMETSU; PARDINI; 2007; UTRERA et al., 2000). Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar as variações espaço-temporais na distribuição e abundância de pequenos mamíferos em paisagem silvicultural com eucaliptais com um ano e quatro meses a quatro anos de idade. Tal estudo é constituído de quatro capítulos, sendo o primeiro deles esta introdução. O Capítulo 2 abrange a avaliação das variações espaço-temporais na distribuição e abundância de pequenos mamíferos em uma paisagem agrícola com silvicultura de eucalipto com um ano e quatro meses a quatro anos de idade, que faz parte de um projeto de monitoramento de longa duração, cujos resultados iniciais relativos ao início do primeiro plantio (0 a 2 anos e 11 meses) são discutidos por Martin et al. (2012). O Capítulo 3 aborda a possível influência da proximidade de corpos d'água e remanescentes de vegetação nativa na distribuição e abundância de pequenos mamíferos nos talhões de eucalipto no período acima. Estes dados foram comparados com os dados obtidos por Martin et al. (2012) no início do plantio possibilitando inferências sobre as respostas das espécies presentes na área durante aproximadamente os quatro primeiros anos após o plantio.

REFERÊNCIAS

- ABRAF. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FLORESTAS PLANTADAS. Anuário Estatístico da ABRAF: ano base 2010. Brasília, 2011. 130 p. Disponível em: <http://www.abraflor.org.br/estatistica.asp> . Acesso em: 09 out. 2011.
- ANTUNES, P.C.; CAMPOS, M.A.A.; OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; GRAIPEL, M.E. Population dynamics of *Akodon montensis* (Rodentia, Cricetidae) in the Atlantic Forest of southern Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.75, p. 186-190, 2010.
- ASFORA, P.H.; PONTES, A.R.M. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco endemism Center. **Biota Neotropica**, Campinas, v.9, n.1, jan. 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 10 nov. 2010.
- BONECKER, S.T.; PORTUGAL, L.G.; COSTA-NETO, S.F.; GENTILE, R.A. long term study of small mammal populations in Brazilian agricultural landscape. **Mammalian Biology**, Jena, v.74, p. 467-477, 2009.
- BONVICINO, C.R.; LINDBERGH, S.M.; MAROJA, L.S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v.62, n.4b, p.765-774, 2002.
- BRAMSNAES, A. A new paradigm for environmental management in agriculture. In. VAN LIER, H.N.; JAARSMA, C.F.; JURGENS, C.R. (Org.) **Sustainable land use planning**. Amsterdam: Elsevier Sciences B.V., 1994. chap. 9 p.103-118.
- CÁCERES, N.C. Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* Wied-Newied (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.20, n.2, p. 270-276, 2010.
- CÁCERES, N.C.; GHIZONI-JR, I.R.; GRAIPEL, M.E. Diet of two marsupials, *Lutreolina crassicaudata* and *Micoureus demerarae*, in a coastal Atlantic Forest island of Brazil. **Mammalia**, Paris, v.66, n.3, p. 331-341, 2002.
- CARVALHO, F.M.V.; FERNANDEZ, F.A.S.; NESSIMIAN, J.L. Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.70, n.6, p. 366-375, 2005.
- CARVALHO, F.M.V.; PINHEIRO, P.S.; FERNANDEZ, F.A.S.; NESSIMIAN, J.L. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v.1, n.1, p. 91-101, 1999.
- CASELLA, J.; CÁCERES, N.C. Diet of four small mammals species from Atlantic Forest patches in South Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v.1, n.1, p. 5-11, 2006.

CASTRO, E.B.V.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v.119, p.73-80, 2004.

D'ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; MAROJA, L.S.; FERNANDEZ, F.A.; COURA, R. Small mammal populations of na agroecosystem in the Atlantic Forest domain. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v.67, n.1, p. 179-186, 2007.

D'ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; CERQUEIRA, R.; GRELLE, C.E.V.; HORTA, C.; REY, L. Ecology of small mammal in a Brazilian rural area. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.16, n.3, p. 611-620, 1999.

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

DEFRIES, H.R.; HANSEN, A.; TURNER, B.L.; REID, R.; LIU, J. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. **Ecological Applications**, Boulder, v.17, n.4, p.1031-1038, 2007.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, Campinas, v.7, p.287-292, 2007.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. *Cat News*, Bern, v.51, p.24-27, 2009.

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

DUDLEY, N.; JEANRENAUD, J.; SULLIVAN, F. Pulp, paper and pollution. In: DUDLEY, N.; JEANRENAUD, J.; SULLIVAN, F. (Org.). **Bad harvest? The timber trade and the degradation of the world's forests**. London: Earthscan, 1996. chap.6 p. 94-107.

DUNN, R.R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, Cambridge, v.18, n.2, p.302-309, 2004

EMMON, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. Chicago: The University of Chicago Press: 1992. 307p.

ERNEST, K.A.; MARES, M.A. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behavior. **Journal of Zoology**, London, v.210, p. 599-612, 1986.

GHELER-COSTA, C.; VETORAZZI, C.A.; PARDINI, R.; VERDADE, L.M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v.76, p.185-191, 2012.

LAMBERT, T.D.; MALCOLM, J.R.; ZIMMERMAN, L. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v.87, n.4, p.766-776, 2006.

LESSA, L.G.; COSTA, F.N. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. **Mammalian Biology**, Jena, v.75, p.10-16, 2010.

LIMA, D.O.; AZAMBUJA, B.O.; CAMILOTTI, V.C.; CÁCERES, N.C. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v.27, n.1, p. 99-105, 2010.

LORETTO, D.; VIEIRA, M.V. Use of space by the marsupial *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest, Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.73, p. 255-261, 2008.

LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; VIVO, M. Riqueza e abundância de pequenos mamíferos em ambientes de Cerrado e Floresta na Reserva Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). **Naturalia**, Rio Claro, v.26, p. 287-302, 2001.

MAGNUSSON, W.E.; SANAIOTTI, T.M. Dispersal of Miconia seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.3, p. 277-278, 1987.

MARTIN, P.S.; GHELER-COSTA, C.; ROSALINO, L.M.; VERDADE, L.M. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.282, p.185-195, 2012.

MARTINS, E.G.; BONATO, V. On the diet of *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia, Didelphidae) in an Atlantic Rainforest fragment in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.69, n.1, p. 58-60, 2004.

MEDELLÍN, R.A.; EQUIHUA, M. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 13-23, 1998.

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

MONAMY, V.; FOX, B.J. Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. **Austral Ecology**, Carlton, v.25, p.580-587, 2000.

OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FISZON, J.T. Relation between small mammals species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v. 65, n.3, p.495-501, 2005.

PARDINI, R. Effects of fragmentation on small mammals in an Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v.13, p. 2567-2586, 2004.

PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande- distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, Campinas, v.6, n.2, p. 1-22, 2006.

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

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Barking, v.142, n.6, p. 1178-1190, 2009.

PINTO, I.S.; LOSS, A.C.C.; FALQUETO, A.; LEITE, Y.L.R. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.9, n.3, 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 9 out. 2011.

PIRES, A.S.; FERNANDEZ, F.A.S.; FELICIANO, B.R.; FREITAS, D. Use of space by *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in a grassland among Atlantic Forest fragments. **Mammalian Biology**, Jena, v.75, p. 270-276, 2010.

QUEIROZ; L.R.S.; BARRICHELO, L.E.G. **O eucalipto: um século no Brasil**. São Paulo: Antônio Bellini Editora e Cultura, 2007. 132p. Disponível em: www.celso-foelkel.com.br/artigos/outros/O%20Eucalipto-duralex.pdf Acesso em: 20 ago. 2011.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, v.142, p.1141–1153, 2009.

SCHWEIGER, E.W.; DIFFENDORFER, J.E.; HOLT, R.D.; PIEROTTI, R.; GAINES, M.S. the interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. **Ecological Monographs**, Ithaca, v.70, n.3, p.383-400, 2000.

SCOTT, D.M.; BROWN, P.; MAHOOD, S.; DENTON, B.; SOLBURN, A.; RAKOTONDRAPARANY, F. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and birds communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. **Biological Conservation**, Barking, v.127, p.72-87, 2006.

SINGH, R.B.; FOX, J.; HIMIYAMA, Y. **Land use and covers change**. Enfield: Science Publishers, 2001. 299p.

SWANSON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; BESCHTA, R.L.; CRISAFULLI, C.M.; DELLASALLA, D.A.; HUTTO, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SWANSON, F.J. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 9, n.2, p.117-125, 2010.

STALLINGS, J.R. The importance of understory on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.7, n.3, p. 267-276, 1991.

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

UTRERA, A.; DUNO, G.; ELLIS, B.A.; SALAS, R.A.; MANZIONE, N. de; FULHORST, C.F.; MILLS, J.N. Small mammals in agricultural areas of the western llanos of Venezuela: community structure, habitat associations and relative densities. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v.81, n.2, p. 536-548, 2000.

VEIGA, J.E. A agricultura no mundo moderno: diagnósticos e perspectivas. In: TRIGUEIRO, A. (Org). **Meio ambiente no século 21**: 21 especialistas falam da questão ambiental nas suas áreas do conhecimento Rio de Janeiro: Sextante, 2003. p.197-213.

VERDADE, L.M.; ROSALINO, L.M.; GHELER-COSTA, C.; PEDROSO, N.M.; LYRA-JORGE, M.C. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. In: ROSALINO, L.M.; GHELER-COSTA, C. (Org.). **Middle-sized carnivores in agricultural landscapes**. New York: New Science Publishers, 2011. p. 1–38.

2 PADRÃO ESPAÇO-TEMPOAL DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NEOTROPICAIS EM PAISAGEM SILVICULTURAL RECÉM-IMPLANTADA.

Resumo

A silvicultura surgiu no Brasil no início do século XX como alternativa a exploração de madeira nativa em tempos de grande demanda por essa matéria-prima e, desde então, sua produção tem aumentado consideravelmente no país. Seus benefícios econômicos são óbvios, porém levantam novos questionamentos sobre a mudança no uso da terra e seus efeitos sobre a biodiversidade em ecossistemas agrícolas. Neste âmbito, o objetivo deste estudo foi determinar o padrão espaço-temporal na distribuição e abundância de pequenos mamíferos em uma paisagem silvicultural com eucaliptais de um ano e quatro meses a quatro anos de idade na Bacia do Alto Paranapanema, município de Angatuba, São Paulo. O presente estudo dá continuidade ao trabalho desenvolvido por Martin et al (2012) na mesma área utilizando, portanto, a mesma metodologia. O período de amostragem abrangeu setembro de 2009 a agosto de 2010 e foi realizado por meio de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) distribuídas em trinta unidades amostrais instaladas nos três componentes desta paisagem silvicultural: Eucaliptal, Vegetação Nativa e Capoeira. Denominaram-se capoeira as áreas de pasto que foram abandonadas para revegetação no início do plantio, entre 2006 e 2007. Com esforço total de 2.572 baldes.noite e sucesso de captura de 14,38% foram capturados 360 indivíduos de 11 espécies de pequenos mamíferos (três da Ordem Didelphimorphia e oito da Ordem Rodentia). Não houve diferença significativa na abundância total e riqueza de espécies entre os três tipos de ambientes amostrados e tampouco houve distinção clara entre as composições específicas destes ambientes. As espécies mostraram-se amplamente distribuídas na área de estudo sendo que a maioria foi registrada em todos os componentes da paisagem. Os resultados indicam que a matriz influencia não somente a diversidade alfa, mas também, a diversidade beta já que promove o *turnover* de espécies entre os remanescentes, podendo assim ser considerada habitat às espécies locais e não apenas uma matriz permeável. Por esta razão, seu manejo, incluindo práticas culturais (e.g., adubação e controle de plantas “daninhas”) deverá levar em conta seu uso pela fauna silvestre e não apenas sua rentabilidade. Pesquisas futuras nessa área devem ser por isso, priorizadas a fim de garantir a missão multifuncional da paisagem silvicultural.

Palavras-chave: Eucaliptais; Paisagem silvicultural; Roedores; Marsupiais

Abstract

Silviculture came to Brazil at the beginning of 20th century as an alternative to native wood exploration in a time of great demand of feedstock and since then, the eucalyptus production has increased considerably in this country. Eucalyptus economic benefits are obvious however it brings new questions about land use change and its effects on biodiversity in rural landscapes. Then, this study aimed to determine the spatial-temporal pattern in abundance of individuals and distribution of species in a silvicultural landscape aged between a year and four months and four years old at Alto Paranapanema Basin, Angatuba, Sao Paulo State. This study continued the study developed by Martin et al (2012) in the same area, therefore, applied the same methodology. The sampling period comprised from September 2009 to

August 2010 and captures were made by pitfall traps installed in thirty sampling units allocated over three landscape components: Eucalyptus, Native Forest and Capoeira. It is denominated capoeira grassing areas which were abandoned to recovery of native forest at the beginning of the plantation between 2006 and 2008. Sampling effort and trap success were 2,572 traps.night and 14.38% respectively which allowed the capture of 360 individuals of 11 species (three Didelphimorphia species, seven Rodentia species). There was no expressive difference on total individuals abundance and species richness among the three tested habitats neither there was difference among species' compositions. Species were widely distributed across the study area and most of these species occupied all the habitats. The results indicate that matrix influences not only the alpha diversity, but also beta diversity since it promotes species turnover, and thus can be considered habitat for the species and not just a local permeable matrix. For this reason, its management, including cultural practices (e.g., fertilization and weed control) should take into account its use by wildlife and not just its profitability. Future research in this area should therefore prioritize to ensure the the multifunctional mission of silvicultural landscapes.

Keywords: Silvicultural landscape; Rodents; Marsupials

2.1 Introdução

O uso da terra e as mudanças no tipo de uso estão ocorrendo rapidamente nos trópicos (MAYAUX et al., 2005). São processos históricos e regionais, por isso operam em larga escala espaço-temporal determinando as características do “pool” de espécies que formarão as comunidades locais. Uma paisagem agrícola, portanto, estabelece um limite máximo na riqueza local de espécies e determina os padrões locais de diversidade (CALEY; SCHLUTER, 1997). Isso ocorre porque ambientes antrópicos podem agir como um filtro não-randômico que seleciona, do conjunto de espécies originais, as espécies mais adaptadas a sobreviver nesse ambiente modificado (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999).

A intolerância à matriz agrícola é um dos principais fatores que levam à extinção, visto que a habilidade de viver ou atravessar tal matriz permite às espécies a manutenção de populações na paisagem (CASTRO; FERNANDES, 2004). Assim, a estrutura da assembleia depende do tipo de uso da terra e do desenvolvimento da cultura (UTRERA et al., 2000).

Após a transformação dos habitats naturais em áreas agrícolas, a disponibilidade de habitat para espécies oportunistas e generalistas aumenta enquanto que os habitats naturais diminuem drasticamente, prejudicando as espécies restantes não adaptadas ao novo contexto (CUARÓN, 2000). Isso ocorre, porque a seleção do habitat depende de sua característica e qualidade, da habilidade da espécie em dispersar-se por ele, do risco de predação ou da afinidade da espécie para com o habitat (ORROCK et al., 2000; WILLIAMS et al., 2002;

SILVA et al., 2005). Mais especificamente, a escolha do hábitat depende de duas opções feitas pelas espécies que seriam onde viver e estabelecer área de vida e onde se abrigar e forragear dentro deste habitat (HODARA; BUSCH, 2010). É, portanto, a seleção do hábitat que permite entender as causas da distribuição espacial e abundância dos organismos em dado tempo e espaço (HODARA; BUSCH, 2010), o mesmo é válido para escala de microhabitat já que os pequenos mamíferos podem ser bastante sensíveis à sua variação (BILENCA et al., 2007).

A complexidade estrutural e diversidade de habitats existentes nessas paisagens geralmente são fatores determinantes para a ocorrência das espécies (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006; LYRA-JORGE et al., 2001; MEDELLÍN; EQUIHUA, 1998; PARDINI et al., 2005; PARDINI; UMETSU, 2006; SANTOS; HENRIQUES, 2010; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU et al., 2008; UTRERA et al., 2000). Como consequência, extensas áreas de monoculturas como eucaliptais podem apresentar comunidades simplificadas e dominadas por espécies de ampla distribuição e restringir as poucas espécies florestais aos remanescentes de vegetação nativa (PARDINI et al., 2009; STALLINGS, 1991; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU et al., 2008). Todavia, a ocorrência dessa diversidade é devida à presença de remanescentes nesta paisagem (PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; PARDINI et al., 2009; STALLINGS, 1991; UMETSU; PARDINI, 2007), embora a composição de espécies seja diferente da original (DUNN, 2004; LAMBERT; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2006; MONAMY; FOX, 2000; PARDINI; UMETSU, 2006; SCHWEIGER et al., 2000; SCOTT et al., 2006; SWANSON et al., 2010; UMETSU; PARDINI, 2007) devido à provável ausência de algumas espécies que exigem habitats nativos (ASFORA; PONTES, 2009; BONECKER et al., 2009; OLIFIERS; GENTILE; FISZON, 2005; PARDINI et al., 2009; SCOTT et al., 2006; UMETSU; PARDINI, 2007). Tais espécies resistiram à perda de seu habitat natural, às mudanças no uso da terra e à introdução de espécies exóticas por se adaptarem às novas condições e desempenham importante papel ao garantir o funcionamento do ecossistema em que se encontram (GORMAN; RAFFAELLI, 2008). Assim, focar apenas na conservação de espécies em reservas não mais se justifica, pois um número significativo de espécies pode ser protegido fora de Unidades de Conservação por meio de políticas públicas (CEBALLOS; EHRLICH, 2005). Além disso, até mesmo áreas protegidas são fortemente influenciadas por áreas antrópicas do entorno que muitas vezes são continuações das áreas de vida de muitas espécies de mamíferos de maior porte (DEFRIES et al., 2007).

Embora, sejam de ampla distribuição, espécies de pequenos mamíferos representam uma fonte importante de recursos para os mesocanívoros em paisagens agrícolas e, para algumas espécies, como os felinos e canídeos menores, é a fonte básica de energia (AMARAL, 2007; CAMPOS, 2009; JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2009; MURRAY; GARDNER, 1997; WANG, 2002). Como consequência disso, a manutenção dessas espécies na área reflete na cadeia trófica e, por conseguinte, na conservação dos carnívoros presentes na área de estudo (DOTTA; VERDADE, 2007, 2009, 2011; VERDADE et al., 2011).

A conservação de espécies em áreas agrícolas depende do conhecimento dos padrões de resposta da biodiversidade à dinamicidade dessas paisagens, para que seja possível determinar quais os processos biológicos são afetados pelas práticas agrícolas. E, a partir daí, elaborar medidas conservacionistas que agreguem esses processos aos meios de produção agrícola. O presente estudo é a continuação do estudo realizado na mesma área por Martin et al. (2012) no início do plantio, logo após a substituição do pasto por eucaliptais. O intuito da sequência de estudos desenvolvidos na área com esse grupo é avaliar as respostas das espécies de pequenos mamíferos ao longo do ciclo completo do eucalipto, e assim poder futuramente inferir sobre os reais efeitos do cultivo no grupo. Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi determinar o padrão espaço-temporal na distribuição e abundância de pequenos mamíferos em uma paisagem silvicultural, com eucaliptos de 1 ano e quatro meses a quatro anos de idade, na Bacia do Alto Paranapanema, Centro-Sul do Estado de São Paulo, Brasil.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no município de Angatuba, localizado na Bacia do Paranapanema, Estado de São Paulo. A área de estudo abrange duas fazendas, Fazenda Três Lagoas (23°22'0"- 23°20'41"S e 48°28'0"- 48°27'57"W) e Fazenda Arca (23°20'0"- 23°18'51"S e 48°27'30"- 48°28'20"W) com 3.242 ha e 1.123 ha respectivamente (Figura 1).

Figura 1 – Fazenda Arca e Fazenda Três Lagoas, localizadas no município de Angatuba, Bacia Do Alto Paranapanema, Estado de São Paulo

Na década de 1870, a vegetação nativa desta área foi desmatada para o plantio de café que durou até 1930 quando foi abandonado devido à quebra de bolsa de valores de Nova York de 1929. O uso da terra foi retomado apenas na década de 1970 para a implantação de pastagem para criação de gado de corte, restando alguns milhares de áreas para sombreamento do gado (LISBOA, 2008). Entre agosto de 2006 e novembro de 2007, 2.224 ha de pasto (*Brachiaria* spp.) da Fazenda Três Lagoas foram convertidos em eucaliptais e as demais áreas abandonadas para formação de Reserva Legal (587 ha) e Áreas de Preservação Permanente (269 ha). O mesmo ocorreu na Fazenda Arca entre setembro de 2007 e maio de 2008 onde 722 ha de pastagem foram substituídos por eucaliptais e 293 ha e 67 ha destinados à formação de Reserva Legal e Área de Proteção Permanente, respectivamente. Nessa época, inicia-se na área o estudo com pequenos mamíferos realizado por Martin et al. (2012), que compreendeu eucaliptais de 0 a 2 anos e 11 meses e a este seguiu-se o presente estudo, abrangendo eucaliptais já com um ano e quatro meses a quatro anos de idade.

De acordo com Köpper, o clima da região é do tipo Cw subtropical e apresenta temperaturas médias de 22,1 e 21,5°C nos meses quentes e frios, respectivamente. A pluviosidade média mensal nos meses chuvosos foi de 269,05 mm aproximadamente, já nos meses secos foi de 35,48 mm (Figura 2).

Figura 2 - Temperatura média (°C) e precipitação (mm), da região da área de estudo do período de setembro de 2009 a agosto de 2010 (Dados: Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”)

2.2.2 Delineamento amostral

O delineamento amostral é o mesmo utilizado por Martin et al. (2012), adaptado do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), e consistindo em 30 unidades amostrais distribuídas sistematicamente em uma grade e distantes entre si 1km. As unidades amostrais abrangem todos os ambientes presentes na paisagem local (vegetação nativa, capoeira e eucaliptal) sendo cinco delas em capoeira, sete em vegetação nativa e 18 em eucaliptal (Figura 1). Esse método fornece um número razoável de réplicas para estudos em um mesmo sítio, aumentando a probabilidade de se amostrar adequadamente as comunidades biológicas e minimizando as variações dos fatores abióticos que afetam essas comunidades. Além de ser adequado e para estudos de longa duração (PELD) também é apropriado para inventários rápidos (RAP) sendo por isso chamado RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005).

Cada unidade amostral é constituída por uma armadilha de interceptação e queda, em forma de Y, constituída por quatro baldes plásticos de 100L e cercas guias de tela plástica de 100 cm de altura e 15m de comprimento (sustentadas por estacas de madeira a cada 3m) enterradas 10 cm no solo que unem o balde do centro aos outros três nas extremidades (Figura 3).

Figura 3 - Armadilha de interceptação e queda adaptada de Leite (2006)

2.2.3 Descrição dos ambientes amostrados

As áreas de vegetação nativa (Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal) presentes na área de estudo são formadas por cerrado, sendo o cerradão a fitofisionomia predominante, sucedida por vegetação mais aberta ou cerrado *sensu stricto*. No cerrado *sensu stricto*, encontram-se espécies típicas desta fitofisionomia como, por exemplo, *Anadenanthera falcata*, *Caryocar brasiliensis*, *Dimorphandra mollis*, *Stryphnodendron adstringens*, *Roupala brasiliensis*. Tais espécies são substituídas nas áreas de cerradão por espécies das famílias Melastomataceae, Rubiaceae, Annonaceae e Myrtaceae como, por exemplo, *Xylopia brasiliensis*, *Miconia chatacea*, *Tapirira guianensis*, *Amaioua guianensis*, *Siparuna guianensis*, *Persea pyrifolia*, espécies vegetais abundantes nessas áreas. Outras espécies dominantes nesta fitofisionomia e na fazenda como um todo são *Copaifera langsdorffii*, *Pera obovata* e *Machaerium villosum* (ATHAYDE, 2012)

A capoeira corresponde às áreas de pasto abandonado no início do plantio para regeneração e complemento da Reserva Legal e Área de Proteção Permanente já existentes na fazenda. Nestas áreas observam-se diferentes fases de sucessão desde áreas dominadas por gramíneas e samambaia (*Pteridium aquilinum*) até áreas em fase de sucessão mais avançada com plantas lenhosas e/ou sublenhosas com espécies das famílias Fabaceae, Solanaceae, Verbenaceae, Asteraceae e Melastomataceae que atingem até 3 metros de altura, porém bastante espaçadas entre si (ATHAYDE, 2012).

Os eucaliptais presentes na Fazenda Três Lagoas foram implantados pela empresa Suzano Papel e Celulose e são constituídos por *Eucalyptus grandis*, *E. urophila* e seu híbrido *E. urograndis*. Aqueles pertencentes à Fazenda Arca foram implantados pela empresa Eucatex e são formados por *Eucalyptus saligna*, *Eucalyptus platyphylla* e por seu híbrido *E. urograndis*. No interior dos eucaliptais há espécies arbóreas robustas com grande área de copa como *Copaifera langsdorffii*, *Pera obovata*, *Machaerium villosum*, *Pterogyne nitens*, *Tabebuia alba*, *Gochnatia polymorpha* (ATHAYDE, 2012).

2.2.4 Levantamento de fauna

O período de coleta de dados abrangeu setembro de 2009 a agosto de 2010, constituindo-se de 11 campanhas mensais (uma semana/mês), compreendendo o período entre o terceiro e quarto ano após o plantio. Todo o trabalho foi realizado com licença de órgão competente (ICMBIO nº 22873-1) e parecer favorável da Comissão de Ética no Uso de Animais em Pesquisa (CEUAP) (Protocolo nº2009-12) da ESALQ/USP. Utilizou-se o mesmo método de levantamento de fauna de Martin et al. (2012), em trabalho desenvolvido na mesma área de estudo no início do ciclo do cultivo.

O método de captura utilizado foi de interceptação e queda, estudo no qual este dá continuidade, descrito anteriormente, considerado adequado ao tipo de estudo, pois garante boa amostragem (LYRA-JORGE; PIVELLO, 2001). Em cada balde foi depositado um pequeno recipiente plástico com água para evitar a desidratação dos animais, assim como um isopor para evitar seu afogamento em caso de chuva. Todos os baldes possuem orifícios para evitar acúmulo de água durante as chuvas e consequente óbito de animais capturados (CECHIN; MARTINS, 2000). Durante o período de coleta os baldes permaneceram abertos por duas noites seguidas, sendo checados no período da manhã (7:00 às 12:00h). Após esse período eram fechados para evitar capturas fora do período de amostragem.

Os animais capturados foram identificados em campo sempre que possível e as seguintes informações foram registradas: data, hora, número da unidade amostral e o tipo de ambiente (plantação de eucalipto, capoeira ou remanescente de floresta nativa). Os espécimes foram marcados com microchips subcutâneos numerados individualmente (Trovan ®, Animalltag ® e Digital Angel ®) para coleta de dados de abundância de cada uma das espécies amostradas. Outras informações como sexo, presença de ectoparasitos e medidas corporais (massa corpórea, comprimento do corpo, comprimento da cauda, orelha esquerda e membro posterior esquerdo) também foram registradas. Os indivíduos foram liberados na

mesma unidade amostral após a coleta dos dados e o manuseio dos animais foi realizado com o auxílio de equipamentos de segurança como luvas de procedimentos, sacos plásticos, luvas de raspa de couro e máscaras para evitar possíveis contaminações, sendo realizado de forma a não ferir os princípios éticos na pesquisa com animais (CEUAP/ESALQ Protocolo nº 2009-12). A nomenclatura utilizada segue Wilson e Reeder (2005).

2.2.5 Metodologia analítica

O sucesso de captura (Sc) corresponde à divisão do número total de indivíduos (Ct) capturados pelo esforço amostral (Es), multiplicado por 100. Já o esforço amostral (Ea) corresponde ao produto entre o número de campanhas (nC), o número de dias de coleta (nD), o número de unidades amostrais (nUA) e o número de armadilhas utilizadas (nA). Com o objetivo de padronizar os esforços amostrais nos diferentes ambientes foram estabelecidos índices de abundância, calculados dividindo-se o número de indivíduos capturados pelo esforço amostral.

A suficiência do esforço amostral foi testada por meio de curvas de incidência de espécies para cada ambiente e para o total da área de estudo (COLWELL; CODDINGTON, 1994). O intervalo de confiança do modelo matemático gerado foi estimado através de cinquenta aleatorizações realizadas no software EstimateS Win 700 (COLWELL, 1994-2004), com o método *Bootstrap*, utilizando as campanhas como unidades amostrais. A assíntota do modelo sigmoide tempo-serial gerado foi considerada a riqueza de espécies estimada para cada ambiente (MINITAB INC, 2007).

O tipo de ambiente (vegetação nativa, capoeira e eucaliptal) foi considerado variável independente, enquanto que riqueza e abundância de pequenos mamíferos variáveis dependentes. Os dados apresentaram homocedasticidade e distribuição normal, permitindo o uso da Análise de Variância e Análise de Médias (OTT, 1983; ZAR, 2010). Posteriormente, realizou-se uma Análise de Correspondência (MANLY, 1994), com o intuito de avaliar a relação entre a composição específica e os tipos de ambientes. Para essas análises, utilizara-se o pacote estatístico Minitab 15 (MINITAB INC, 2007).

Para a determinação da variação espaço-temporal de abundância de cada espécie por tipo de ambiente supracitado e na área de estudo como um todo, utilizou-se o índice de abundância. A expressão gráfica foi realizada com auxílio do software R 2.10.1 (VENABLES; SMITH, 2009).

2.3 Resultados

Foram capturados 371 indivíduos (12 gêneros e 13 espécies) sendo 316 pertencentes à Ordem Rodentia (oito espécies), 44 à Ordem Didelphimorphia (três espécies) e nove à Ordem Xenarthra (duas espécies) (Tabela 1) no período em que os plantios apresentavam idades entre um ano e quatro meses e quatro anos.

Tabela 1 - Lista de espécies capturadas na área de estudo em plantio de eucalipto com um ano e quatro meses a quatro anos de idade, com respectivo número de indivíduos capturados

Espécie	Nº indivíduos capturados			
	Vegetação nativa	Capoeira	Eucaliptais	Total
Ordem Didelphimorphia				
Família Didelphidae				
<i>Didelphis aurita</i>	2	0	0	2
<i>Cryptonanus agricolai</i> ¹	0	0	10	10
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	4	0	28	32
Ordem Rodentia				
Família Cricetidae				
<i>Calomys tener</i>	4	20	31	56
<i>Necomys lasiurus</i>	0	9	11	20
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	22	14	61	97
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	13	18	24	55
<i>Oligoryzomys</i> sp.	3	0	4	7
<i>Akodon aff. montensis</i>	42	8	19	60
<i>Oxymycterus</i> spp	2	2	7	11
<i>Rattus rattus</i> ²	1	0	0	1
<i>Necomys squamipes</i>	1	0	0	1
Ordem Xenarthra				
Família Dasypodidae				
<i>Dasypus septemcinctus</i>	1	0	4	4
<i>Cabassous unicinctus</i>	1	0	3	5

¹Dados deficientes segundo IUCN e ²Exótica, Decreto Estadual de São Paulo Nº 53.494/2008.

As espécies mais abundantes na área de estudo com plantios de eucalipto entre um ano e quatro meses a quatro anos de idade foram *O. nigripes* seguida de *A. aff. montensis* e *O. flavescens* (Figura 4). As espécies menos abundantes nesse mesmo período foram *D. septemcinctus*, *C. cabassous*, *D. aurita*, *R. rattus* e *N. squamipes*. *O. nigripes*, *O. flavescens*, *A. aff. montensis*, *C. tener* e *Oxymycterus* sp. foram capturados em todos os ambientes. *D. aurita*, *R. rattus* e *N. squamipes* foram capturados apenas em vegetação nativa e *Cryptonanus agricolai*, apenas em eucaliptal (Figura 5). Nenhum indivíduo pertencente às Ordens Didelphimorphia e Xenarthra foi registrado em capoeira. Nenhuma das espécies é considerada ameaçada ou em risco de extinção, de acordo com a lista da IUCN (2012) e a lista do Decreto

Estadual N° 53.494/2008 (Tabela 1). Contudo, o marsupial *Cryptonanus agricolai* (VOSS; LUNDE; JANSÁ, 2005) é uma espécie recém-descrita e apresenta dados deficientes em ambas as listas.

Em sete casos a identificação de espécimes juvenis do gênero *Oligoryzomys* não foi possível em campo. No entanto, com base em coletas de espécimes e depósito em museu por Martin et al. (2012) no início do plantio e também por depósitos realizados durante o presente estudo, pode-se afirmar que se trata uma das espécies já detectadas também no presente estudo, quais sejam, *O. nigripes* ou *O. flavescens*. Desse modo, não foram contabilizados como nova espécie.

Para as espécies encontradas em todos os ambientes, com exceção de *Oxymycterus* spp. devido ao baixo número de indivíduos, realizou-se Análise de Variância com o objetivo de comparar a massa corporal dos indivíduos dessas espécies entre os distintos ambientes. Porém, não houve diferenças significativas para nenhuma delas (*Akodon* aff. *montensis* $F=1,18$, g.l.=2, $P=0,315$; *O. nigripes* $F=1,07$, g.l.=2, $P=0,348$; *O. flavescens* $F=0,59$, g.l.=2, $P=0,556$; *Calomys tener* $F=1,09$, g.l.=2, $P=0,345$).

Foram realizadas apenas três recapturas, todas no dia seguinte após a primeira captura. Desse modo não foi possível estimar a permanência dos indivíduos de nenhuma das espécies em nenhum dos ambientes amostrados nesse período. Todas as três recapturas ocorreram na mesma unidade amostral da captura prévia, fato já esperado sendo que a área de vida de pequenos mamíferos é relativamente pequena, impossibilitando o deslocamento entre as unidades amostrais.

Figura 4 - Número de indivíduos capturados na área de estudo em cada um de seus ambientes

Figura 5 - Espécies encontradas por ambiente. (1) *Akodon* aff. *montensis*; (2) *Calomys tener*; (3) *Cryptonanus agricolai*; (4) *Gracilinanus microtarsus*; (5) *Oligoryzomys nigripes*; (6) *Oligoryzomys flavescens*; (7) *Oligoryzomys* spp.; (8) *Oxymycterus* spp.; (9) *Necomys lasiurus*; (10) *Didelphis aurita*; (11) *Rattus rattus*; (12) *Nectomys squamipes*

O esforço amostral mostrou-se suficiente para detectar a riqueza de espécies da área de estudo (Tabela 2, Figura 6). A riqueza de espécies detectada variou de 88,4% (vegetação nativa) a 99,3% (capoeira) da riqueza estimada (Tabela 2).

Tabela 2 - Esforço amostral, número de capturas, sucesso amostral total e suficiência amostral em cada ambiente (Vegetação Nativa, Eucaliptal e Capoeira)

Ambientes	Esforço Amostral (baldes. noite)	Número de capturas	Sucesso de captura (%)	Suficiência Amostral		
				Estimador <i>Bootstrap</i>	Número de espécies detectadas	Porcentagem da riqueza estimada
Total	2.572	360	14,38	12,84	12	93,5%
Vegetação Nativa	567	94	17,10	11,31	10	84,4%
Capoeira	425	89	16,70	6,04	06	99,3%
Eucaliptal	1.584	177	12,75	9,12	09	98,6%

Figura 6 - Curvas de incidência de espécies. A linha contínua representa o número de espécies detectadas e a linha pontilhada o número estimado de espécies calculado por meio do estimador não paramétrico *Bootstrap*

Não houve diferença significativa na abundância relativa ($F=1,57$; g.l.=2; $P=0,227$) (Figura 7) e riqueza de espécies ($F=0,50$; g.l.=2; $P=0,611$) (Figura 8) entre os três ambientes amostrados. No entanto, houve diferença significativa nas abundâncias relativas entre os ambientes para *O. flavescens* ($F=6,66$; g.l.=2; $P=0,004$), *A. aff.montensis* ($F=5,69$; g.l.=2; $P=0,009$), *N. lasiurus* ($F=6,23$; g.l.=2; $P=0,006$) e *C. tener* ($F=4,78$; g.l.=2; $P=0,017$), sendo que *N. lasiurus*, *C. tener* e *O. flavescens* foram mais abundantes em capoeira em relação aos outros ambientes, enquanto *A. aff. montensis* foi mais abundante em vegetação nativa, *A. aff.montensis* e *O. flavescens* foram menos abundantes em eucaliptal (Figura 9).

Figura 7 - Número de indivíduos de mamíferos de pequeno porte capturados entre os ambientes amostrados (Vegetação nativa, eucaliptal e capoeira) (Dados reais à esquerda e Análise de Médias à direita)

Figura 8 - Riqueza de espécies de mamíferos de pequeno porte entre os ambientes amostrados (Vegetação nativa, eucaliptal e capoeira) (Dados reais à esquerda e Análise de Médias à direita)

Figura 9 - Abundância das espécies de mamíferos de pequeno porte entre os ambientes amostrados (Análise de Médias à esquerda e dados reais à direita)

Considerando apenas a dimensão espacial (Figura 10), o resultado sugere uma distinção entre ambientes florestados (vegetação nativa e eucaliptais) e ambiente aberto

(capoeira) em termos de constituição específica e abundância relativa das espécies (eixo 1=20,41%; eixo 2=12,91%).

Figura 10 - Análise de correspondência, relacionando as espécies de mamíferos de pequeno porte e os tipos de ambientes (Vegetação Nativa/Mata, Capoeira e Eucaliptal)

A abundância relativa das espécies de pequenos mamíferos variou na área de estudo como um todo e nos ambientes ao longo dos 11 meses de coleta de dados realizada em plantios com idades entre um ano e quatro meses a quatro anos.

Algumas espécies apresentaram aumento em abundância na área de estudo ao longo do período amostrado como, por exemplo, *D. aurita* e *C. tener* na área total, *G. microtarsus*, *N. lasiurus* e *C. tener* em eucaliptal e *O. nigripes*, *C. tener* e *O. flavescens* em capoeira. Outras apresentaram declínio como *Oxymycterus* spp. na área total e também na capoeira e *N. lasiurus* em capoeira.

A. aff. montensis, *O. nigripes* e *O. flavescens* apresentaram aparente padrão cíclico de flutuação na área total de estudo sendo que *A. aff. montensis* mostrou o mesmo padrão em vegetação nativa e *O. nigripes* e *O. flavescens*, em eucaliptal. Em alguns casos as espécies apresentaram variação aleatória como *C. agricolai* e *A. aff. montensis* em eucaliptal e *A. montensis* em capoeira.

A fim de se avaliar a variação espaço-temporal na abundância das espécies desde o início do plantio, somou-se os dados do presente estudo aos dados de Martin et al. (2012) (Figura 12) cuja coleta teve início na área de estudo logo após o término do plantio das mudas e abrangeu eucaliptais de 0 a 2 anos e 11 meses. Pôde-se observar que as primeiras espécies

capturadas nos eucaliptais no início do plantio foram *O. flavescens*, *C. tener*, *N. lasiurus* e *C. agricolai*, sendo provavelmente os primeiros colonizadores, seguidas de *D. albiventris*, *C. subflavus*, *A. aff. montensis*, *O. nigripes*, *G. microtarsus*, *J. pictipes* e *C. aperea* (MARTIN et al., 2012).

Algumas espécies aumentaram em abundância como *G. microtarsus*, *O. nigripes* e *A. aff. montensis* em eucaliptal e *A. aff. montensis* em vegetação nativa. Outras apresentaram declínio, como *O. flavescens*, *C. tener* e *N. lasiurus* que diminuíram em abundância na área de estudo de forma geral.

As abundâncias de *N. lasiurus*, *C. tener*, *O. nigripes* e *O. flavescens* variaram ao longo dos anos amostrados aparentemente de forma sazonal, os valores foram mais altos no final da estação chuvosa e mais baixos no final da estação seca, porém, no último ano amostrado (eucaliptais de 1 ano e quatro meses a 4 anos) o pico foi menor em relação ao mesmo período no início do ciclo (eucaliptais de 0 a 2 anos). Em alguns casos, houve variação aleatória em abundância como para *D. albiventris* na área total, *N. lasiurus* em eucaliptal e em capoeira e *C. tener* em vegetação nativa (Figura 12) (Martin et al., 2012).

O. nigripes e *O. flavescens* oscilaram de forma semelhante na paisagem e em cada um dos ambientes. *O. flavescens* mostrou-se mais abundante que *O. nigripes* principalmente em pasto abandonado (posteriormente identificado como capoeira) nos primeiros meses após o plantio (MARTIN et al., 2012). Nos últimos meses observou-se maior abundância de *O. nigripes* em relação a *O. flavescens* nos eucaliptais.

Figura 11 - Variação temporal da abundância relativa de mamíferos de pequeno porte na área de estudo e em cada um dos ambientes (Vegetação Nativa, Eucaliptal e Capoeira) com eucaliptais com idades entre um ano e quatro meses e quatro anos

Figura 12 - Variação temporal da abundância relativa de mamíferos de pequeno porte na área de estudo e em cada um dos ambientes (Vegetação Nativa, Eucaliptal e Pasto abandonado/Capoeira) durante cerca de 3 anos de amostragem. Dados Martin et al. (2012)

2.4 Discussão

2.4.1 Sucesso de captura e suficiência amostral

O esforço amostral do presente estudo foi suficiente para amostrar 90% das espécies possivelmente presentes nessa paisagem silvicultural no período em que os eucaliptais apresentavam idades entre um ano e quatro meses e quatro anos de idade. Martin et al. (2012) que amostrou o início do plantio, na mesma área de estudo com um esforço amostral de 4.977 baldes.noite, obteve uma riqueza total de 14 espécies, sendo quatro pertencentes à ordem

Didelphimorphia e dez à ordem Rodentia. Dentre as espécies registradas por Martin et al. (2012), exceto os roedores *Juliomys pictipes*, *Cerradomys subflavus* e *Cavia aperea* e uma espécie de marsupial, *Didelphis albiventris*, não foram detectadas pelo presente estudo. A ausência de registros dessas espécies pode estar relacionada com o esforço amostral menor empregado já que tais espécies são bastante comuns em ambientes antropizados (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; PERCEQUILLO et al., 2008; UMETSU; PARDINI, 2007).

O sucesso de captura total no presente estudo foi 14,38%, semelhante a Lyra-Jorge et al. (2001), que obtiveram sucesso de 14,69% utilizando armadilhas de interceptação e queda e armadilhas Tomahawk no município de Santa Rita do Passa Quatro. O sucesso de captura obtido por Martin et al. (2012) no início do plantio na mesma área do presente estudo foi de 33,26%, provavelmente devido à matriz recém-implantada e ao pasto abandonado em início de sucessão (PINOTTI, 2010), habitat apreciado por várias espécies de pequenos mamíferos que alcançam altas abundâncias nessas áreas (LAMBERT; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2006). No entanto, outros estudos desenvolvidos em eucaliptais já estabelecidos obtiveram sucessos de captura menores que 5% (LIMA et al., 2010; SILVA, 2001).

2.4.2 Diversidade de pequenos mamíferos em uma paisagem silvicultural recém implantada

A diversidade de pequenos mamíferos encontrada no presente estudo foi menor que a diversidade observada por Martin et al. (2012) no início do ciclo do eucalipto. Além das espécies capturadas no presente estudo, Martin et al. (2012) capturou as espécies *D. albiventris*, *Cerradomys subflavus*, *Juliomys pictipes* e *Cavea aperea*. Contudo, foram capturados poucos indivíduos dessas espécies (MARTIN et al., 2012) e provavelmente estas estivessem em menor abundância no período em que o presente estudo foi desenvolvido (eucaliptais com idades entre um ano e quatro meses e quatro anos) em relação ao início do ciclo (eucaliptais entre 0 e 2 e 11 meses anos). Além disso, o esforço amostral empregado por Martin et al. (2012) foi maior que o esforço empregado pelo presente estudo e possivelmente a continuidade das amostragens levaria à captura dessas espécies, como já discutido anteriormente.

Todas essas espécies são comumente encontradas em estudos na Mata Atlântica, Cerrado e áreas alteradas nestes biomas, algumas em grande abundância (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; OLIVEIRA; BONVICINO, 2006). As riquezas encontradas

pelo presente estudo estão de acordo com estudos em áreas agrícolas nos quais as riquezas encontradas variaram de 3 a 14 espécies (BONECKER et al., 2009; CADEMARTORI et al., 2008; D'ANDREA et al., 1999; GENTILE; FERNANDES, 1999; GHELER-COSTA et al., 2012; MARTIN et al., 2012) porém, foram inferiores as riquezas encontradas por outros estudos em áreas mais preservadas do Cerrado que apresentaram riqueza variando entre 14 e 21 espécies (PAGLIA et al., 2005a; TALAMONI; DIAS, 1999; TALAMONI; MOTTA-JÚNIOR; DIAS, 2000) e em áreas de Mata Atlântica onde a variação foi entre 12 e 23 espécies (CASTRO; FERNANDEZ, 2004; PARDINI; UMESTU, 2006; UMETSU; NAXARA; PARDINI, 2006; PARDINI et al., 2005).

A baixa riqueza de espécies em relação à riqueza em ambientes mais preservados e a ausência de espécies endêmicas refletem o alto nível de degradação ambiental e consequente redução das assembleias de pequenos mamíferos durante o longo histórico de uso da terra (GHELER-COSTA et al., 2012) na área de estudo. A redução do habitat natural da região teve início no século XIX com o plantio de café que durou até 1930 quando foi abandonado devido à quebra de bolsa de valores de Nova York de 1929. Apenas na década de 1970 o uso da terra foi retomado para a implantação de pastagem para criação de gado de corte (LISBOA, 2008) que perdurou até o início desse século, quando iniciou o plantio das mudas de eucalipto.

A esse processo denomina-se “homogeneização biótica”. Refere-se a um aumento na similaridade de espécies no espaço e no tempo que pode surgir através de vários mecanismos como agricultura intensiva, urbanização, poluição, entre outros (OLDEN; POFF, 2004; SMART et al., 2006). Independentemente do mecanismo que provocou a homogeneização, esse processo provoca a substituição das espécies mais sensíveis por poucas espécies mais adaptadas a áreas antrópicas (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). Assim, visto que o padrão de diversidade em escala regional é principalmente explicado pelo “turnover” de espécies ou diversidade beta (RODRÍGUES; OJEDA, 2011), o processo de homogeneização biótica gera comunidades mais homogêneas devido ao “turnover” não randômico provocado por atividades humanas (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; SMART et al., 2006). Desse modo, como o distúrbio provocado pela agricultura é amplo e persistente, a diversidade em escala regional diminui, pois a área é dominada por espécies expansivas que prosperam em habitats alterados (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). O resultado é uma comunidade formada por espécies de grande flexibilidade quanto ao habitat e dieta, como as espécies detectadas pelo presente estudo. Um exemplo é *A. montensis*, espécie que se reproduz durante todo o ano, às vezes de forma oportunista, ou seja, de acordo com a disponibilidade de recursos. É onívoro e

apresenta consumo equilibrado de itens animais e vegetais (TALAMONI et al., 2008). Mostrou-se abundante em outros estudos no Cerrado e Mata Atlântica (ANTUNES et al., 2010; BONECKER et al., 2009; BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; LIMA et al., 2010; PARDINI et al., 2005; PARDINI; UMETSU, 2006; UMETSU; PARDINI, 2007). Apesar de ocorrer em todos os componentes da paisagem, a espécie foi mais abundante na vegetação nativa no período amostrado, indicando a preferência da espécie por habitats florestais (PARDINI, 2004; UMETSU; PARDINI, 2007), porém a espécie foi menos abundante em eucaliptais. Estudos em escala de micro-habitat nessas áreas ao longo do tempo em um mesmo ciclo e também ao longo dos ciclos poderão determinar quais fatores influenciam a escolha da espécie entre os dois tipos de habitat, e por consequência sua abundância.

O. nigripes mostrou-se bastante generalista e adaptada a habitats antropogênicos ocupando a área de estudo de forma geral, padrão semelhante ao encontrado em outros estudos em áreas alteradas do Cerrado e Mata Atlântica (CADEMARTORI et al., 2008; CASTRO; FERNANDEZ, 2004; D'ANDREA et al., 1999; D'ANDREA et al., 2007; LIMA et al., 2010; LYRA-JORGE et al., 2001; SILVA, 2001; OLIFIERS; GENTILI; FISZON, 2005; PAGLIA et al., 1995; PARDINI et al., 2005; PARDINI; UMETSU, 2006). Provavelmente, devido ao caráter oportunista e generalista da espécie, esta seja beneficiada por atividades antrópicas e pela disponibilidade de recursos em áreas agrícolas (BONECKER et al., 2009).

Calomys tener pode ser considerado herbívoro-onívoro, devido ao predomínio de matéria vegetal em sua dieta, principalmente frutos e grãos, reproduzem-se em altas taxas, mesmo com escassez de água (RAMOS, 2007; OLIVEIRA; BONVICINO, 2006). Habita formações abertas e florestais do Cerrado e algumas formações florestais de Mata Atlântica em seu limite com o Cerrado (OLIVEIRA; BONVICINO, 2006). No presente estudo, *C. tener* foi mais abundante nas áreas de capoeira mostrando preferência por áreas abertas, onde geralmente ocorre.

Oxymycterus spp., apesar de pouco abundante na área de estudo, foi registrada nos três tipos de ambientes. As espécies desse gênero são classificadas como onívoras, semi-fossoriais e habitantes de formações florestais e áreas abertas do Cerrado, incluindo áreas menos impactadas dessas paisagens (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; OLIVEIRA; BONVICINO, 2006; TALAMONI et al., 2008). Provavelmente, os indivíduos desse gênero utilizam as áreas de eucaliptal para eventual forrageamento, movimento ou reprodução

(GASCON et al., 1999). A espécie não foi registrada no primeiro ano após o plantio (MARTIN et al., 2012), devido provavelmente à abundância muito baixa.

Necromys lasiurus foi registrada apenas em eucaliptal e capoeira, sendo mais abundante nesta última. Este resultado é coerente com a biologia da espécie que apresenta dieta onívora e oportunista com predominância de artrópodes, principal fonte de alimento nos eucaliptais da área de estudo (VITAL, 2010) sem sub-bosque regenerante, e prefere formações do Cerrado incluindo áreas alteradas e ricas em gramíneas, como a capoeira da área de estudo (BONVICINO; LINBGERGH; MAROJA, 2002; RAMOS, 2007; OLIVEIRA; BONVICINO, 2006). Possivelmente, sua maior abundância em capoeira está relacionada à maior biomassa de insetos geralmente presente em áreas perturbadas e de borda (LAMBERT; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2006).

Gracilinanus microtarsus foi registrada em eucaliptal e vegetação nativa devido ao seu hábito arborícola e, apesar de utilizar o solo com frequência, parece não ser capaz de atravessar extensas áreas abertas (PIRES et al., 2002), o que explica o número muito baixo de registros em pasto abandonado no início do plantio (MARTIN et al., 2012) e a ausência de registros quando este tornou-se capoeira. É comumente encontrada em florestas primárias e secundárias de Mata Atlântica e Cerrado no sul e sudeste do Brasil e também habitats perturbados como plantações de eucaliptos e paisagens altamente fragmentadas (LYRA-JORGE et al., 2001; MARTINS; BONATO, 2004; MARTINS et al., 2006; PARDINI; UMETSU, 2006; UMETSU; PARDINI, 2007; OLIVEIRA; BONVICINO, 2006). Dessa forma, mostrou-se bastante adaptada a paisagem silvicultural, possivelmente em função de sua dieta oportunista e variada, porém rica em invertebrados (MARTINS; BONATO, 2004; MARTINS et al., 2006), provavelmente a principal fonte de recursos em eucaliptal sem sub-bosque regenerante.

A única espécie registrada apenas em eucaliptal foi o marsupial *Cryptonanus agricolai*, espécie recém-descrita, com poucas informações de sua biologia (VOSS; LUNDE; JANSÁ, 2005) e uma das primeiras espécies a colonizar o eucaliptal no início do ciclo do cultivo na área de estudo (MARTIN et al., 2012). Segundo Voss, Lunde e Jansa (2005), as espécies desse gênero distribuem-se em vários biomas tropicais, subtropicais e temperados, além disso, todas foram registradas apenas no solo e em áreas abertas. Tais espécies parecem bastante adaptadas a áreas antrópicas e, o fato de serem capturadas apenas em eucaliptal é provavelmente reflexo de uma biologia pouco exigente quanto ao habitat e seus recursos. Contudo, o número de indivíduos capturados foi muito baixo e é possível que o padrão encontrado nesse estudo não seja a real distribuição da espécie nesta paisagem silvicultural. A

continuidade do estudo com pequenos mamíferos na área provavelmente registre indivíduos nos outros ambientes, dada a ampla distribuição das espécies desse gênero (VOSS; LUNDE; JANSÁ, 2005).

A captura de um único indivíduo de *Rattus rattus* em vegetação nativa está provavelmente relacionada à proximidade de residências ao ponto de captura e, não a uma possível invasão da espécie nessa área. Vários estudos com pequenos mamíferos em áreas alteradas também capturaram a espécie (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; CASTRO; FERNANDEZ, 2004; OLIFIERS; GENTILI; FISZON, 2005; PINTO et al., 2009; UTRERA et al., 2000; VILLAFANE; BUSCH, 2007).

Apesar de ser uma das espécies mais generalistas entre os pequenos mamíferos neotropicais (FONSECA; ROBINSON, 1990), *D. aurita* foi capturada apenas duas vezes e apenas em vegetação nativa enquanto que Martin et al. (2012) observou simpatria entre *D. aurita* e *D. albiventris* na mesma área no início do plantio. A simpatria entre *D. aurita* e *D. albiventris* é comum no estado de São Paulo, sendo que *D. aurita* ocorre preferencialmente em áreas florestais e *D. albiventris* em áreas abertas e do Cerrado (CERQUEIRA, 1985). Provavelmente, *D. albiventris* não foi capturado no presente estudo devido ao menor esforço amostral em relação ao estudo desenvolvido por Martin et al. (2012) ou devido ao crescimento dos eucaliptais e diminuição das áreas abertas na área de estudo.

Embora seja uma espécie comum em áreas impactadas, houve apenas uma captura pontual de *N. squamipes* em vegetação nativa próxima a um curso d'água. Outros estudos tiveram resultado semelhante, já que se trata de uma espécie semiaquática que ocorre preferencialmente em áreas com estrato herbáceo denso (D'ANDREA et al., 1999; ERNEST; MARES, 1986; GENTILI; FERNANDES, 1999). A espécie não foi capturada por Martin et al. (2012) possivelmente devido a sua baixa abundância no início do plantio.

Embora, sejam de ampla distribuição, as espécies residentes de pequenos mamíferos nos eucaliptais representam uma fonte muito importante de recursos para os mesocarnívoros em paisagens silviculturais e, para algumas espécies, como os felinos e canídeos menores, é a fonte básica de energia (AMARAL, 2007; CAMPOS, 2009; JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2009; MURRAY; GARDNER, 1997; WANG, 2002). A presença dessas espécies na paisagem de forma generalizada possivelmente refletiu nos níveis tróficos superiores e auxiliou na manutenção destes mesocarnívoros na área, o que muito provavelmente não ocorreria se a matriz ainda fosse formada apenas por pastagem (VERDADE et al., 2011). Dessa forma, esse grupo não apenas possibilita mais oportunidades de forragimento nos

eucaliptais, mas também aumenta a capacidade suporte para os mesocarnívoros da paisagem (VERDADE et al., 2011).

A ausência de estudos anteriores ao plantio dos eucaliptos impossibilita inferências sobre possíveis extinções locais, porém estudos realizados em áreas próximas e também em outras áreas do bioma cerrado apontam para possíveis ausências de espécies de roedores como *Rhipidomys mastacalis* e marsupiais como *Monodelphis americana*, *Lutreolina crassicaudata*, *Philander frenatus*, *Chironectes minimus*, *Micoureus cinereus* (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; GHELER-COSTA et al., 2012; SANTOS-FILHO; SILVA; SANAIOTTI, 2008; VIEIRA; DINIZ-FILHO, 2000; VIEIRA, 1999). É provável, porém, que algumas espécies nativas estejam em abundância muito baixa ou não foram capturadas devido a um viés do método de captura, visto que a armadilha de interceptação e queda captura principalmente espécies terrestres e semi-fossoriais, sendo espécies arborícolas, escansoriais e aquáticas capturadas com baixa frequência (LYRA-JORGE et al., 2001; PAGLIA et al., 2005b; PARDINI, 2004; PARDINI; UMETSU, 2006; UMETSU; NAXARA; PARDINI, 2006; UMETSU; PARDINI, 2007).

Estas possíveis ausências e baixas densidades populacionais podem estar relacionadas à inexistência de recursos críticos na matriz agrícola que não desempenharia funções essenciais como fornecimento de alimento, áreas para reprodução e rotas de dispersão (FAHRIG et al., 2011), porém, algumas medidas que permitam agregar tais funções à matriz como, por exemplo, permitir a regeneração de sub-bosque nativo pode aumentar a diversidade da área de estudo (STALLING, 1991). Segundo Fahrig et al. (2011), dada a grande extensão de habitat nativo convertido em áreas agrícolas, toda medida que permita a matriz abrigar mais plantas e animais nativos e teias mais complexas pode beneficiar a biodiversidade sendo por isso, relevante não só para a conservação local, mas também para a global.

2.4.3 Variação espaço-temporal no padrão de distribuição e abundância de pequenos mamíferos em uma paisagem silvicultural recém-implantada

As alterações na paisagem devido ao plantio e desenvolvimento do eucaliptal refletiram na distribuição e abundância das espécies de pequenos mamíferos ao longo do tempo na área de estudo, mostrando que estas espécies são influenciadas por este tipo de uso da terra e respondem claramente a seus impactos.

O padrão de distribuição e abundância de pequenos mamíferos encontrado no presente estudo diferiu daquele encontrado por Martin et al. (2012) no início do ciclo do eucalipto. Nos

primeiros anos do ciclo, o pasto abandonado para revegetação (posteriormente, denominado capoeira) e a vegetação nativa abrigavam maior abundância de indivíduos e maior riqueza de espécies que o eucaliptal. No entanto, durante o presente estudo não houve diferenças em termos de riqueza e abundância de espécies entre os ambientes amostrados. Da mesma forma, no início do plantio houve distinção clara entre a composição de espécies de ambientes antrópicos (pasto abandonado e eucaliptal recém-implantado) e a composição de espécies de vegetação nativa (MARTIN et al., 2012). O mesmo não foi observado pelo presente estudo, em que as espécies estavam similarmente distribuídas entre ambientes amostrados (vegetação nativa, eucaliptal e capoeira).

A variação na distribuição, abundância e composição específica entre os distintos habitats que compõem uma paisagem é provavelmente uma resposta à cobertura vegetal (LYRA-JORGE et al., 2001). Assim, embora diferente da sucessão ecológica ocorrida em habitats naturais ou em áreas abandonadas para revegetação natural, àquela ocorrida após a retirada do gado e o plantio dos eucaliptais possivelmente proporcionou habitats e recursos melhores que a pastagem possibilitando maior abundância neste período.

Habitats em início de sucessão suportam complexas teias alimentares e muitas espécies e processos ecológicos são favorecidos por condições que aparecem nesse período (SWANSON et al., 2010). Espécies de pequenos mamíferos amplamente distribuídos, como as capturadas na área de estudo, são exemplos de espécies beneficiadas que costumam dominar tais áreas devido à disponibilidade de recursos (PINOTTI, 2010). Isto ocorre porque comunidades de plantas emergentes criam habitat adicional gerando vários recursos energéticos para os organismos (LAMBERT; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2006; SWANSON et al., 2010), o que favorece o aumento da abundância destas espécies mais adaptadas às condições presentes no início da sucessão (FONSECA, ROBSON, 1990; MARTIN et al. 2012; MONAMY, FOX; 2000; PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; PARDINI, UMETSU, 2006; UMETSU; PARDINI, 2007).

A distribuição e abundância de espécies de pequenos mamíferos dependem de sua capacidade em ocupar áreas mais maduras e menos produtivas ou áreas em início de sucessão e mais abundantes em recursos, porém, com menor cobertura vegetal (GLAZIER; ECKERT, 2002; PINOTTI, 2010). Por isso são as exigências de hábitat de cada espécie que conduzem a resposta a determinado distúrbio (MONAMY, FOX; 2000). Como as espécies encontradas na área de estudo são comumente encontradas em áreas antrópicas e degradadas, provavelmente, o principal fator de diminuição da abundância total de espécies no decorrer do ciclo do eucalipto foi o estabelecimento dos eucaliptais e sombreamento da área.

A estrutura formada pelo dossel influencia diretamente a produtividade primária do ecossistema e regula a entrada de luz, vento, temperatura e umidade sob ele (SCHUMACHER; POGGIANI, 1993). Em áreas em início de sucessão a produtividade primária líquida é maior que em áreas maduras (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001) e gera um efeito cascata dos níveis inferiores para os níveis superiores da cadeia trófica (HUNTER; PRICE, 1992; PINOTTI, 2010). O resultado é uma disponibilidade de frutos e biomassa de artrópodes maiores que, por sua vez, provocam aumento na abundância total de pequenos mamíferos (PINOTTI, 2010). Porém, com o avanço da sucessão, à medida que aumenta a densidade de folhagem nos estratos superiores e diminui a densidade de folhagem no sub-bosque, diminuem os recursos e, conseqüentemente, a abundância total de pequenos mamíferos também diminui (PINOTTI, 2010). Provavelmente, o ciclo do eucalipto tenha efeito semelhante sobre as espécies de pequenos mamíferos capturadas pelo presente estudo e por Martin et al. (2012).

Em áreas que se recuperam de incêndios o processo de colonização depende das características ecológicas e morfológicas das espécies presentes (HENRIQUES; BIZERRIL; PALMA, 2000). Por isso, pode haver aumento nas abundâncias das espécies capazes de explorarem habitats abertos e/ou um decréscimo nas abundâncias das espécies dependentes de vegetação densa logo após o distúrbio em questão e, pode ocorrer o inverso em estágios mais avançados de sucessão ecológica (BRIANI et al., 2004; HENRIQUES; BIZERRIL; PALMA, 2000; HENRIQUES et al., 2006; MARTIN et al., 2012; PINOTTI, 2010).

Observou-se processo semelhante no início do ciclo do eucaliptal (de 0 a 2 anos e 11 meses anos) (MARTIN et al., 2012) e no presente estudo (eucaliptal de 1 ano e quatro meses a 4 anos), ao analisar os dados de ambos os estudos de forma contínua. As primeiras espécies detectadas por Martin et al. (2012) nas áreas de eucaliptal logo após o plantio foram *O. flavescens*, *C. tener*, *N. lasiurus*, *C. agricolai*, espécies comumente encontradas em áreas antrópicas e áreas abertas (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; RAMOS, 2007; VOSS; LUNDE; JANSÁ, 2005). Estas foram seguidas por *D. albiventris*, *C. subflavus*, *A. aff. montensis*, *O. nigripes*, *G. microtarsus*, *J. pictipes* e *C. aperea* sendo algumas delas comumente encontradas em habitats florestados (MARTIN et al., 2012).

Algumas espécies parecem colonizar os ambientes testados e aumentaram em abundância ao longo do tempo amostrado pelos dois estudos, enquanto o eucaliptal se estabelecia, como por exemplo, *A. aff. montensis* na área total e *G. microtarsus* em eucaliptal, o que pode estar relacionado à preferência da primeira espécie por habitats florestais (PARDINI, 2004; UMETSU; PARDINI, 2007) e ao hábito arborícola da segunda (PIRES et

al., 2002). Enquanto que outras espécies apresentaram declínio populacional nesse período, como *C. tener* e *O. flavescens* na área total, provavelmente devido à diminuição das áreas abertas da paisagem já que se trata de espécies típicas de biomas abertos (ALHO, 2005; FONSECA et al., 1996). As espécies *O. flavescens* e *O. nigripes* aparentemente apresentaram flutuações cíclicas em todos os ambientes e *C. tener* em vegetação nativa e capoeira. Este padrão pode ser devido à flutuação populacional ou a capturabilidade sazonais. Padrões de variação aleatória foram encontrados para várias espécies como *C. agricolai* e *A. aff. montensis* em eucaliptal, *N. lasiurus* e *A. aff. montensis* em capoeira e, *N. lasiurus* e *C. tener* em vegetação nativa.

Contudo, é necessário testar tais hipóteses estatisticamente por meio de ajuste de modelos matemáticos que permitirão verificar a existência de tendência, ciclos e variações sazonais nas abundâncias dessas espécies durante o ciclo do eucalipto. Para os casos em que houve aparente colonização e aumento em abundância de populações e também nos casos de declínio populacional, sugere-se a Análise Tempo-serial dos dados. Já em outros em que se observou variação aparentemente cíclica, sugere-se a Análise de Fourier que tem por objetivo básico determinar a periodicidade dos dados (MORETTIN; TOLOI, 2006). Naqueles em que houve variação aleatória, sugere-se realizar Análise de Aleatoriedade para determinar se existem ciclos nas variações em abundância dessas espécies (MANLY, 2007).

Os remanescentes nativos desempenham papel importante na manutenção dessas populações de pequenos mamíferos durante o ciclo do eucalipto e, além de aumentar a conectividade funcional da paisagem, aumentam a heterogeneidade espacial e servem como habitat alternativo para espécies florestais que ainda persistem em áreas antrópicas (MEDELLÍN; EQUIHUA, 1998; PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; UMETSU; PARDINI, 2007). Somado a isso, o desenvolvimento dos eucaliptais e da capoeira incrementou a conectividade da paisagem para populações de espécies hábeis em ocupá-los (UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU et al., 2008), o que possivelmente auxiliou na ampla distribuição das espécies de pequenos mamíferos entre os elementos da paisagem silvicultural da área de estudo.

A disponibilidade de recursos presentes nas capoeiras e eucaliptais da área de estudo quando os eucaliptais tinham entre um ano e quatro meses e quatro anos de idade, provavelmente também auxiliou a ocupação generalizada da paisagem estudada. As capoeiras desenvolvidas a partir das áreas de pastos abandonadas no início do plantio abrigam espécies vegetais pertencentes às famílias Solanaceae e Melastomataceae (ATHAYDE, 2012) que são importantes fontes de alimentos para os pequenos mamíferos que podem atuar como

dispersores de sementes (CÁCERES; GHIZONI-JUNIOR; GRAIPEL, 2002; CÁCERES; MOURA, 2003; CARVALHO et al., 1999; CARVALHO; FERNANDEZ; NESSIMIAN, 2005; CASELLA; CÁCERES, 2006; MAGNUSSON; SANAIOTTI, 1987; MARTINS et al., 2006; RAMOS, 2007; LESSA; COSTA, 2010). Além disso, Vital (2010) em estudo desenvolvido paralelamente ao estudo de Martin et al. (2012) encontrou na mesma área alta abundância de insetos das ordens Ortoptera e Coleóptera, sendo o último predominante em todos os ambientes e fonte importante de recurso para pequenos mamíferos (CÁCERES; GHIZONI-FILHO; GRAIPEL, 2002; CARVALHO et al., 1999; CARVALHO et al., 2005; CASELLA; CÁCERES, 2006; MARTINS et al., 2006; MARTINS; BONATO, 2004).

Os resultados do presente estudo não apontam a adequabilidade do eucaliptal como habitat para as espécies de pequenos mamíferos de forma geral, mas destacam a importância desta matriz e dos remanescentes nativos (áreas de Reserva Legal e de Proteção Permanente) na regulação das populações presentes na paisagem, para a colonização de novas espécies e, principalmente para a conservação da diversidade de pequenos mamíferos durante o ciclo completo do plantio do eucalipto. Por esta razão, é essencial ampliar os esforços de conservação para áreas mais amplas, não apenas focar em “hotspots” e áreas protegidas, mas também se ater a áreas sob influência antrópica que ainda abrigam populações viáveis de mamíferos (CEBALLOS; EHRLICH, 2002), embora, estas áreas de conservação tenham papel importante na preservação da biodiversidade e sejam efetivos em proteger ecossistemas dentro de suas fronteiras (BRUNER et al., 2001).

Florestas ripárias são importantes para a conservação de pequenos mamíferos, pois diminuem o impacto em curto prazo das atividades agrícolas sobre as espécies e consequentemente para os organismos dependentes deles (COCKLE; RICHARDSON, 2003). Porém, as mudanças no Código Florestal estipulam medidas extremamente prejudiciais como estreitamento de APPs ripárias e eliminação de topos de morros e várzeas como APPs que implicariam em perda ou degradação de ecossistemas florestais, ruptura da conectividade da paisagem, extinção de espécies endêmicas entre outros (GALLETTI et al., 2010; MARQUES et al., 2010; METZGER et al., 2010; RIBEIRO; FREITAS, 2010). Além disso, o estreitamento generalizado das APPs e redução das RLs terão efeitos prejudiciais aos serviços ambientais como oferta de água, presença de polinizadores e controladores naturais de pragas que atualmente beneficiam pequenos produtores (RIBEIRO; FREITAS, 2010). Portanto, os benefícios gerados pelos serviços ambientais prestados por estas áreas superam os possíveis benefícios econômicos gerados pela alteração no Código Florestal.

Os presentes resultados reforçam a ideia de que alterações do hábitat são responsáveis por alterações nos padrões de abundância e distribuição de espécies em paisagens antrópicas (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006; CADEMARTORI et al., 2008; LYRA-JORGE et al., 2001; MEDELLÍN; EQUIHUA, 1998; PARDINI et al., 2005; PARDINI; UMETSU, 2006; SANTOS; HENRIQUES, 2010; UTRERA et al., 2000; UMETSU; PARDINI, 2007). No entanto, destacam a necessidade de estudos em nível de micro-habitats que abordem os fatores que influenciam as espécies nestas áreas. Estudos futuros, abordando a história de vida dessas espécies e suas interações em habitats alterados, poderão demonstrar as causas desse padrão de distribuição e abundância trazendo informações pertinentes sobre conservação da diversidade de pequenos mamíferos em paisagens silviculturais.

2.5 Conclusões

A sequência do estudo desenvolvido por Martin et al. (2012) (eucaliptos de 0 a 2 anos e 11 meses) pelo presente estudo (eucaliptais entre 1 e quatro meses a 4 anos) mostrou que a distribuição e abundância de pequenos mamíferos nesta paisagem silvicultural são claramente influenciadas pela matriz de eucalipto. Desse modo, a matriz de eucaliptal é importante determinante, não somente da diversidade alfa dos remanescentes nativos, mas também da diversidade beta da paisagem.

A comunidade de pequenos mamíferos na área de estudo é bastante simplificada e constituída de espécies bastante plásticas e comuns a habitats alterados, sendo este um reflexo do longo histórico de uso da terra da região. Contudo, a manutenção dessas espécies é meritória de esforços devido à sua importância para a cadeia trófica desse ecossistema agrícola, pois formam a base da alimentação dos mesocarnívoros presentes na área.

Embora monocultura, o eucaliptal é capaz de manter determinada diversidade e serve de habitat alternativo para várias espécies. Dessa forma, medidas aplicadas aos talhões, como a preservação de sub-bosque e o corte rotativo, podem não somente favorecer ao movimento e permanência de espécies, mas também tornar a paisagem menos agressiva às espécies florestais e restritas aos remanescentes nativos.

Nesse contexto, o estudo deve ser aplicado não só aos remanescentes de vegetação nativa, mas também a matriz, visando analisar seus possíveis efeitos sobre a biodiversidade dessa paisagem agrícola para que medidas conservacionistas viáveis sejam adequadamente elaboradas e sugeridas aos órgãos públicos responsáveis. Tais medidas permitirão novas formas de planejamento de práticas agrícolas que considerem a conservação da biodiversidade

e recursos naturais tornando os meios de produção mais conscientes quanto aos processos biológicos que afetam.

Referências

ALHO, C.J.R. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. **Arquivos do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v. 63, p.41–48, 2005.

AMARAL, C. **Dieta de duas espécies carnívoras simpátricas de graxaim-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) e quati (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766) nos municípios de Tijucas do Sul e Agudos do Sul, Estado do Paraná**. 2007. 55p. Dissertação (Mestre em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

ANTUNES, P.C.; CAMPOS, M.A.A.; OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; GRAIPEL, M.E. Population dynamics of *Akodon montensis* (Rodentia, Cricetidae) in the Atlantic Forest of southern Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.75, n.2, p. 186-190, 2010.

ASFORA, P.H.; PONTES, A.R.M. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco endemism Center. **Biota Neotropica**, Campinas, v.9, n.1, 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 10 nov. 2010.

ATHAYDE, E.A. **Impacto da substituição de áreas de pastagem por plantio de eucalipto na diversidade da comunidade vegetal**. 2012. 194p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2012.

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

BILENCA, D.N.; GONZÁLES-FISCHER, C.M.; TETA, P.; ZAMER, M. Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.121, p.371-375, 2007.

BONECKER, S.T.; PORTUGAL, L.G.; COSTA-NETO, S.F.; GENTILE, R.A. long term study of small mammal populations in Brazilian agricultural landscape. **Mammalian Biology**, Jena, v.74, p. 467-477, 2009.

BONVICINO, C.R.; LINDBERGH, S.M.; MAROJA, L.S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: coments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.62, n.4b, p. 765-774, 2002.

BRIANI, D.C; PALMA, A.R.T; VIEIRA, E.M; HENRIQUES, R.P.B. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v.13, n.5, p. 1023–1037, 2004.

BRUNER, A.G.; GULLISON, R.E.; RICE, R.E.; FONSECA, G.A.B. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, Washington, v.291, p.125-128, 2001.

CÁCERES, N.C.; GHIZONI-JR, I R.; GRAIPEL, M.E. Diet of two marsupials, *Lutreolina crassicaudata* and *Micoureus demerarae*, in a coastal Atlantic Forest island of Brazil. **Mammalia**, Paris, v.66, n.3, p.331-341, 2002.

CÁCERES, N.C.; MOURA, M.O. Fruit removal of a wild tomato, *Solanus granulolepros* Dunal (Solanaceae) by birds, bats and non-flying mammals in an urban Brazilian environment. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.20, n.3, p.519-522, 2003.

CADEMARTORI, C.V.; SARAIVA, M.; SARAIVA, C.; MIRANDA, J.A. Nota sobre a fauna de pequenos roedores em mosaico antropogênico com remanescente florestal do domínio Mata Atlântica, Sul do Brasil. **Uruguiana**, Uruguiana, v.6, n.2, p.34-38, 2008.

CALEY, M.J.; SCHLUTER, D. The relationship between local and regional diversity. **Ecology**, Tempe, v.78, n.1, p.70-80, 1997.

CAMPOS, C.B. de. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura no Estado de São Paulo**. 2009. 137p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CARVALHO, F.M.V.; PINHEIRO, P.S.; FERNANDEZ, F.A S.; NESSIMIAN, J.L. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v.1, n.1, p.91-101, 1999.

CARVALHO, F.M.V.; FERNANDEZ, F.A.S.; NESSIMIAN, J.L. Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.70, n.6, p.366-375, 2005.

CASELLA, J.; CÁCERES, N.C. Diet of four small mammals species from Atlantic Forest patches in South Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v.1, n.1, p.5-11, 2006.

CASTRO, E B.V.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v.119, p.73-80, 2004.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, Washington, v.296, p.904-907, 2002.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; SOBERÓN, J.; SALAZAR, I.; FAY, J.P. Global mammal conservation: what must we manage? **Science**, Washington, v.309, p.603-607, 2005.

CECHIN, S.Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.17, n.3, p.729-740, 2000.

- CERQUEIRA, R. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). **Journal of Biogeography**, Oxford, v.12, p.135-145, 1985.
- COCKLE, K.L.; RICHARDSON, J.S. Do riparian buffer strips mitigate the impacts of clearcutting on small mammals? **Biological Conservation**, Essex, v.113, p.133-140, 2003.
- COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples; version 7.0. U.S.A., 1994-2004.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, London, v.345, p.101-118, 1994.
- CUARÓN, A.D. Effects of land-cover changes on mammals in a Neotropical region: a modeling approach. **Conservation Biology**, Boston, v.14, n.4, p.1676-1692, 2000.
- D'ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; CERQUEIRA, R.; GRELLE, C.E.V.; HORTA, C.; REY, L. Ecology of small mammal in a Brazilian rural area. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.16, n.3, p.611-620, 1999.
- D'ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; MAROJA, L.S.; FERNANDEZ, F.A.; COURA, R. Small mammal populations of na agroecosystem in the Atlantic Forest domain. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.67, n.1, p.179-186, 2007.
- DEFRIES, H.R.; HANSEN, A.; TURNER, B.L.; REID, R.; LIU, J. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. **Ecological Applications**, Tempe, v.17, n.4, p.1031-1038, 2007.
- DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, Campinas, v.7, n.2, p.287-292, 2007.
- DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. *Cat News*, Bern, v.51, p.24-27, 2009.
- DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscape of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v.76, n.4, p.345-352, 2011.
- DUNN, R.R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, Boston, v.18, n.2, p.302-309, 2004.
- ERNEST, K.A.; MARES, M.A. Ecology of *Nectomys squamipes*, the tropical water-rat, in Central Brazil: home range, habitat selection, reproduction, behaviour. **Journal of Zoology**, London, v.210, n.4, p.599-512, 1986.
- FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F.G.; CRIST, T.O.; FULLER, R.L.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G.M.; MARITN, J.L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, Oxford, v.14, p.101-112, 2011.

FONSECA, G.A.B.; ROBINSON, J.G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, Essex, v.53, p.265-294, 1990.

FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G.; LEITE Y.L.R.; MITTERMEIER, R.A; RYLANDS, A.B.; PATTON, J.L. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology**, Boston, v.4, p.1–38, 1996.

GALETTI, M.; PARDINI, R.; DUARTE, J.M.B.; SILVA, V.M.F. da; ROSSI, C.A. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.10, n.4, p.47-52, 2010. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br> . Acesso em: 10 out. 2011.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR, R. O. Matrix and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v.91, p. 223-229, 1999.

GENTILI, R.; FERNANDES, F.A.S. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in Brazilian rural area. **Mammalia**, Paris, v.63, n.1, p.29-40, 1999.

GHELER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C.A.; PARDINI, R.; VERDADE, L.M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v.76, p.185-191, 2012.

GLAZIER, D.S.; ECKERT, S.E. Competitive ability, body size and geographical range size in small mammals. **Journal of Biogeography**, Oxford, v.29, p.81-92, 2002.

GORMAN, M.L.; RAFFAELLI, D. The functional role of wild mammals in agriculture ecosystems. **Mammal Review**, Oxford, v.38, n.2-3, p.220-230, 2008.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, P. Neotropical Forest succession changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.148, p.185-206, 2001.

HENRIQUES, R.P.B.; BRIANI, D.C.; PALMA, A.R.T.; VIEIRA, E.M. A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian Cerrado. **Mammalia**, Paris, v. 70, n.3/4, p. 226–230, 2006.

HENRIQUES, R.P.B.; BIZERRIL, M.X.A.; PALMA, A.R.T. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned Cerrado in Central Brazil. **Mammalia**, Paris, v.64, n.2, p.173-185, 2000.

HODARA, K.; BUSCH, M. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. **Ecological Research**, Tsukuba, v.25, n.1, p.113-121, 2010.

HUNTER, M.D.; PRICE, P.W. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relatives roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. **Ecology**, Tempe, v.73, p.724-732, 1992.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2012. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 21 out. 2012.

JUAREZ, K.M.; MARINHO-FILHO, J. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.83, n.4, p.925-933, 2002.

LAMBERT, T.D.; MALCOLM, J.R.; ZIMMERMAN, B.L. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.87, n.4, p.766-776, 2006.

LEITE, R.N. **Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia Oriental**. 2006. 52p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.

LESSA, L.G.; COSTA, F.N. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian Cerrado reserve. **Mammalian Biology**, Jena, v.75, p.10-16, 2010.

LIMA, D.O.; AZAMBUJA, B.O.; CAMILOTTI, V.L.; CÁCERES, N.C. Small mammal community structure and microhabitat use in austral boundary of Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v.27, n.1, p.99-105, 2010.

LISBOA, M.A.M. **A política dos coronéis e a difusão do ensino primário em Angatuba/SP (1870-1930)**. 2008. 1108p. Tese (Doutorado em Educação) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; VIVO, M. Riqueza e abundância de pequenos mamíferos em ambientes de Cerrado e Floresta na Reserva Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). **Naturalia**, Rio Claro, v.26, p.287-302, 2001.

LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. **Mammalia**, Paris, v.65, n.4, p. 524-530, 2001.

MAGNUSSON, W.E.; SANAIOTTI, T.M. Dispersal of Miconia seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.3, p.277-278, 1987.

MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V. de; KINUPP, V.F. RAPELD: a modification of Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, Campinas, v.4, n.2, p.1-6, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 10 set. 2010.

MANLY, B.F.J. **Multivariate statistical methods: a primer**. 2nd ed. London: Chapman and Hall, 1994. 215p.

MANLY, B.F.J. **Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology**. 3rd ed. Boca Raton: Chapman and Hall, 2007. 455p.

MARES, M.A.; ERNEST, K.A.; GETTINGER, D.D. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.2, p.289-300, 1986.

MARQUES, O.A.V.; NOGUERIA, C.; MARTINS, M.; SAWAYA, R.J. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros. **Biota Neotropica**, Campinas, v.10, n.4, p.39-42, 2010. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br> . Acesso em: 12 out. 2011.

MARTIN, P.S; GHELER-COSTA, C. ; LOPES, P.C.; ROSALINO; L.M.; VERDADE, L.M. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 282, p.185-195, 2012.

MARTINS, E.G.; BONATO, V. On the diet of *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia, Didelphidae) in an Atlantic Rainforest fragment in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, Jena, v.69, n.1, p.58-60, 2004.

MARTINS, E.G.; BONATO, V.; PINHEIRO, H.P.; REIS, S.F. Diet of the gracile mouse opossum (*Gracilinanus microtarsus*) (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado: patterns of food consumption and intrapopulation variation. **Journal of Zoology**, London, v.269, p.21-28, 2006.

MAYAUX, P.; HOLMGREN, P.; ACHARD, F.; EVA, H.; STIBIG, H.J.; BRANTHOMME, A. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v.360, p.373–384, 2005.

MCKINNEY, M.L.; LOCKWOOD, J.L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.14, n.11, p.450-453, 1999.

MEDELLÍN, R.A.; EQUIHUA, M. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, p.13-23, 1998.

METZGER, J.P.; LEWINSOHN, T.M.; JOLY, C.A.; VERDADE, L.M.; MARTINELLI, L. A.; RODRIGUES, R.R. Brazilian law: full speed in reverse? **Science**, Washington, v. 329, p.276-277, 2010.

MINITAB INC. **Minitab 15**. U.S.A., 2007.

MONAMY, V.; FOX, B.J. Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. **Austral Ecology**, Carlton, v.25, p.580-587, 2000.

MORETTIN, P.A.; TOLOI, C.M.C. **Análise de séries-temporais**. 2 ed. . São Paulo: Blucher, 2006. 538p.

MURRAY, J.L.; GARDNER, G.L. *Leopardus pardalis*. **Mammalian Species**, New York, v.548, p.1-10, 1997.

- OLDEN, J.D.; POFF, N.L. Clarifying biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.19, n.6, p.283, 2004.
- OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FISZON, J.T. Relation between small mammals species composition an anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 65, n.3, p.495-501, 2005.
- OLIVEIRA, J.A.; BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia. In: REIS, N. R.; PIRACCHHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I. P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL, 2006. cap.12, p.347-406.
- ORROCK, J.L.; PAGELS, J.F.; MCSHEA, W.J.; HARPER, E.K. Predicting presence and abundance of a small mammal species: the effect of scale and resolution. **Ecological Applications**, Tempe, v.10, p.1356–1366, 2000.
- OTT, E.R. Analysis of means: a graphical procedure. **Journal of Quality Technology**, Milwaukee, v. 15, p. 10-18, 1983.
- PAGLIA, A.P.; LOPES, M.O.G.; PERINI, F.A.; CUNHA, H.M. Mammals of the Estação de Preservação e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA – Peti). São Gonçalo do Rio Abaixo, Minas Gerais, Brazil. **Lundiana** 6, Suplemento, Belo Horizonte, 2005. p.89-96.
- PAGLIA, A.P.; MARCO JR, P.; COSTA, F.M.; PERERIRA, R.F.; LESSA, G. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em fragmentos de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 12, n.1, p.67-78, 1995.
- PAGLIA, A.P.; PERINI, F.A.; LOPES, M.O.G.; PALMUTI, C.F.S. Novo registro de *Blarinomys breviceps* (Winge, 1888) (Rodentia, Sigmodontinae) no Estado de Minas Gerais, Brasil. **Lundiana**, Belo Horizonte, v.6, n.2, p.155-157, 2005.
- PARDINI, R. Effects of fragmentation on small mammals in an Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v.13, p. 2567-2586, 2004.
- PARDINI, R.; SOUZA, S.M. de; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in n Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v.124, p.253-266, 2005.
- PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande- distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, Campinas, n.2, v.6, p.1-22, 2006. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 09 nov. 2011.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v.142, n.6, p.1178-1190, 2009.

PERCEQUILLO, A.R.; HINGST-ZAHER, E.; BONVICINO, C.R. Systematic review of Genus *Cerradomys* Weksler, Percequillo and Voss, 2006 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with description of two new species from Eastern Brazil. **American Museum Novitates**, New York, n. 3622, p.1-44, 2008.

PINOTTI, B.T. **Pequenos mamíferos terrestres e a regeneração da Mata Atlântica: influência da estrutura do habitat e a disponibilidade de alimento na recuperação da fauna**. 2010. 124p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PINTO, I.S.; LOSS, A.C.C.; FALQUETO, A.; LEITE, Y.L.R. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.9, n.3, 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 09 nov. 2011.

PIRES, A.S.; LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA L.C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest in Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 108, p.229-273, 2002.

RAMOS, V.N. **Ecologia alimentar de pequenos mamíferos de áreas de cerrado no sudeste do Brasil**. 2007. 68p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 2007.

RIBEIRO, K.T.; FREITAS, L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitudes. **Biota Neotropica**, Campinas, v.10, n.4, p.239-246, 2010. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 09 nov. 2011.

RODRÍGUES, D.; OJEDA, R.D. Patterns of diversity of the Monte Carlo Desert small mammals across multiple spacial scale. **Journal of Arid Environments**, London, v.75, p.424-431, 2011.

SANTOS, R.A.L.; HENRIQUES, R.P.B. Variação espacial do habitat na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em áreas de campo rupestre no Distrito Federal. **Biota Neotropica**, Campinas, v.10, n.1, 2010. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 10 nov. 2011.

SANTOS-FILHO, M. dos; SILVA, D.J. da; SANAIOTTI, T.M. Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.8, n.1, 2008. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 9 set. 2010.

SÃO PAULO. Decreto n. 53.494, de 02 de outubro de 2008. Dispõe sobre as espécies da fauna silvestre ameaçada e/ou vulnerável do estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 03 de outubro de 2008, v. 118, n.187. 2008.

SCHUMACHER, M.V.; POGGIANI, F. Caracterização microclimática no interior dos talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell, localizada em Anhembi, SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.3, n.1, p.9-20, 1993.

SCHWEIGER, E.W.; DIFFENDORFER, J.E.; HOLT, R.D.; PIEROTTI, R.; GAINES, M.S. the interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.70, n.3, p.383-400, 2000.

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.** 2001. 81p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SILVA, M.; HARTLING, L.; OPPS, S.B. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. **Biological Conservation**, Essex, v.126, p.556–568, 2005.

SCOTT, D.M.; BROWN, P.; MAHOOD, S.; DENTON, B.; SOLBURN, A.; RAKOTONDRAPARANY, F. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and birds communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. **Biological Conservation**, Essex, v.127, p.72-87, 2006.

SMART, S.M.; THOMPSON, K.; MARRS, R.H.; LE DUC, M.G.; MASKELL, L.C.; FIRBANK, L. G. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. **Proceedings of the Royal Society B**, London, v. 273, p.2659-2665, 2006.

STALLINGS, J.R. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.7, n.3, p.267-276, 1991.

SWANSON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; BESCHTA, R.L.; CRISAFULLI, C.M.; DELLASALLA, D.A.; HUTTO, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SWANSON, F.J. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 9, n.2, p.117-125, 2010.

TALAMONI, S.; COUTO, D.; CORDEIRO JR, D.A.; DINIZ, F.M. Diet of some species of Neotropical small mammals. **Mammalian Biology**, Jena, v.73, p.337-341, 2008.

TALAMONI, S.A.; DIAS, M.M. Population and community ecology of small mammals in Brazil. **Mammalia**, Paris, v.63, n.2, 167-181, 1999.

TALAMONI, S.A.; MOTTA-JÚNIOR, J.C.; DIAS, M.M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. **Estação Ecológica do Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000.v.1 p. 317-329.

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

UMETSU, F.; NAXARA, L.; PARDINI, R. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in neotropics. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.4, n.87, p.757-765, 2006.

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

UTRERA, A.; DUNO, G.; ELLIS, B.A.; SALAS, R.A.; MANZIONE, N. de; FULHORST, C.F.; TESH, R.B.; MILLS, J.N. Small mammals in agricultural areas of the western llanos of Venezuela: community structure, habitat associations and relative densities. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.81, n.2, p.536-548, 2000.

VENABLES, W.N.; SMITH, D.M; THE R DEVELOPMENT CORE TEAM. **An Introduction to R Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics** Version 2.10.1. 2009.

VERDADE, L.M.; ROSALINO, L.M.; GHELER-COSTA, C.; PEDROSO, N.M., LYRA-JORGE, M.C. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. In: ROSALINO, L.M.; GHELER-COSTA, C. (Ed.). **Middle-sized Carnivores in Agricultural Landscapes**. New York: Nova Science Publishers, 2011. p.1–38.

VIEIRA, E.M. Small mammal communities and fire in Brazilian cerrado. **Journal of Zoology**, London, v.249, p.75-81, 1999.

VIEIRA, C.M.; DINIZ-FILHO, J.A. F. Macroecologia de mamíferos neotropicais com ocorrência no Cerrado. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.17, n.4, p.973-988, 2000.

VILLAFANE, I.E.G.; BUSCH, M. Spatial and temporal patterns of brown rat (*Rattus norvegicus*) abundance variation in poultry farms. **Mammalian Biology**, Jena, v.72, n.6, p.364-371, 2007.

VITAL, S. **Impacto da substituição de pastagem por silvicultura de eucalipto na entomofauna em Angatuba, Alto Paranapanema (SP) Brasil**. 2010. 39p. Monografia (Trabalho de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas, Bacharelado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2010.

VOSS, R.S.; LUNDE, D.P.; JANSÁ, S.A. On the contents of *Gracilinanus*, Gardner and Creighton, 1989, with the description of a previously unrecognized clade of small Didelphid Marsupials. **American Museum Novitates**, New York, v.3482, p.1-34, 2005.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 5th. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 2010. 994p.

WANG, E. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*Leopardus wiedii*), and oncillas (*Leopardus tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna Environment**, Lisse, v.37, p.207-212, 2002.

WILLIAMS, S.E.; MARSH, H.; WINTER, J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian tropical rain forest. **Ecology**, Tempe, v.831, p.1317–1329, 2002.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal species of the world**: a taxonomic and geographic reference. 3rd ed. Baltimore: John Hopkins University Press, 2005. 2142p. Disponível em: <http://www.vertebrates.si.edu/msw/mswfapp/msw/index.cfm> Acesso em: 09 mar. 2012.

3 DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM PLANTAÇÃO DE EUCALIPTO (*EUCALYPTUS* SPP.) RECÉM-IMPLANTADA

Resumo

Em 1904, Edmundo Navarro de Andrade introduz o cultivo do eucalipto no país, mas é apenas nas décadas de 1950 e 1970 que a expansão deste setor agrícola tem início. Embora cultivado há bastante tempo, pouco se sabe sobre seus efeitos na comunidade de pequenos mamíferos dentro dos eucaliptais. Com base nisso, o objetivo do presente estudo foi avaliar a variação temporal na abundância de pequenos mamíferos e a influência da distância da borda dos remanescentes florestais nativos e corpos-d'água na distribuição e abundância dos mesmos em plantações de eucalipto com idades entre um ano e quatro meses a quatro anos. O presente estudo é continuação do estudo desenvolvido por Martin et al. (2012) na mesma área de estudo no início do ciclo (0 a 2 anos e 11 meses), por isso segue a mesma metodologia. As coletas foram realizadas no município de Angatuba, Estado de São Paulo, no período de setembro de 2009 a agosto de 2010 por meio de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) distribuídas em 14 unidades amostrais distantes de 65 a 900 metros do remanescente mais próximo. Com um esforço amostral de 1.224 baldes.noite foram capturados 166 indivíduos de oito espécies de marsupiais e roedores. Não se observou relação entre a distância da vegetação nativa ou do curso d'água mais próximo e a riqueza de espécies e abundância de seus indivíduos. Os resultados sugerem que os eucaliptais servem como habitat alternativo para espécies generalistas capturadas no presente estudo. A manutenção das espécies de pequenos mamíferos refletirá na cadeia trófica, pois estes são importantes recursos para os mesocarnívoros presentes na paisagem. Porém, novos estudos que testem tais medidas são necessários, já que estas devem abranger todos os grupos e não apenas o grupo em questão.

Palavras-chave: Eucaliptal; Pequenos mamíferos;Corpos-d'água;Distribuição

Abstract

In 1904, Edmundo Navarro de Andrade introduced eucalyptus plantation in Brazil, but only in the 1950's and 1970's the expansion of these culture began. Although cultivated for a long time, little is known about its effects on small mammal community within the eucalyptus plantation. Based on this, this study aimed to evaluate the temporal variation in abundance of small mammals and the influence of distance from the edge of native forest remnants or streams in the abundance and species richness at eucalyptus plantations with ages between a year and four months and four years old. This study continued the study developed by Martin et al. (2012) at the same study area at the beginning of the eucalyptus cycle (0-2 years and 11 months), so it followed the same methodology. Samples were collected in the municipality of Angatuba, State of São Paulo, between September 2009 and August 2010 using pitfall traps distributed in 14 sample units distant 65-900 meters from the nearest remnant or stream. With a sampling effort of 1,224 trap.night, 166 individuals of eight species of marsupials and rodents were captured. No relationship was observed between the distance of native

vegetation or the nearest stream and species richness and abundance of individuals. The results suggest that eucalyptus plantation works as alternative habitat for the generalist species captured at the study area. The maintenance of species of small mammals reflected in the food chain, because these species are important resources for mesocarnivores in the landscape. However, further studies are needed to test these measures, since they must cover all groups and not just the group in question.

Keywords: Eucaliptal; Small mammal; Streams; Distribution

3.1 Introdução

Atualmente, são conhecidas 700 espécies do gênero *Eucalyptus* originárias da Austrália, Nova Guiné, Indonésia e Timor (GARCIA; PEREIRA, 2010). Em 1904, o engenheiro agrônomo Edmundo Navarro de Andrade, contratado pela Companhia Paulista de Estradas de Ferro, introduziu o eucalipto no Brasil para fornecer madeira aos dormentes e também carvão às locomotivas da região Sudeste. Em 1909, é implantado o Horto Florestal de Rio Claro com o intuito de expandir seu cultivo. No entanto, foi apenas a partir da década de 1950 que a demanda por matéria prima para fabricação de papel e celulose provocou a maior expansão dessa atividade. Então, na década de 1970, incentivos fiscais aceleraram a expansão do cultivo, que adquiriu grande importância econômica (MORA; GARCIA, 2000).

A disponibilidade de vastas extensões de terras cultiváveis e apropriadas à silvicultura no país também impulsionou a expansão do eucalipto (FEARNSIDE, 1998) que retomou o uso de terras obsoletas desde o século passado (VIANNA et al., 2007) e, provavelmente, diminuiu a pressão exercida pelo mercado de papel, celulose, madeira e carvão vegetal sobre a vegetação nativa (SCOLFORO, 2008). Consequentemente, a silvicultura tornou-se um dos maiores setores agroindustriais do Brasil, pois dispõe de amplo campo para crescimento da produção, atraindo grandes corporações globais do setor florestal para o país (QUEIRÓZ; BARRICHELO, 2007).

Essa expansão levantou questões relacionadas à origem da madeira comercializada e aos impactos da silvicultura sobre a biodiversidade e fez surgir o sistema de certificação florestal que atesta o cumprimento das leis vigentes durante o processo de produção da madeira, além de sua autenticidade (ABRAF, 2011). Desse modo, medidas como manutenção das Áreas de Proteção Permanente (APPs), Reserva Legal (RLs), além de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) mantidas por algumas empresas levam a conservação de espécies para fora de Unidades de Conservação. Logo, o cumprimento do

Código Florestal de fato, dá suporte ao esforço de conservação de espécies em paisagens agrícolas.

A manutenção de remanescentes nativos em áreas agrícolas aumenta a heterogeneidade espacial e beneficia várias espécies de mamíferos, incluindo espécies de roedores (MACDONALD et al., 2007), pois os diferentes habitats proporcionam diferentes recursos para a sobrevivência das populações (DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992; MARTIN et al., 2012). Por se adaptar a esta heterogeneidade provocada pelo homem, a diversidade introduz importante valor conservacionista a essa paisagem.

Muitos estudos já abrangem a relação entre as comunidades e os elementos presentes na paisagem e não somente os remanescentes de vegetação nativa (D'ANDREA et al., 1999; GHELER-COSTA et al., 2012; LEITE, 2006; LYRA-JORGE et al., 2001; MEDELLÍN; EQUIHUA, 1998; PAGLIA et al., 1995; PINOTTI, 2010; PINTO et al., 2009; SILVA, 2001; STALLINGS, 1991), porém, são poucos e relativamente recentes os estudos com pequenos mamíferos em áreas de silvicultura de eucalipto. O primeiro trabalho foi desenvolvido por Dietz et al. (1975) em remanescentes florestais e plantios de *Eucalyptus saligna* e *Araucaria angustifolia* que demonstraram a superioridade da vegetação nativa em relação à riqueza de espécies que abriga. Seguiram-se a esses, os trabalhos realizados por Stallings (1989, 1991) que destacaram a importância da presença de sub-bosque nos talhões para a ocorrência dos pequenos mamíferos. Observou-se que talhões com sub-bosque nativo auxiliam na manutenção de espécies, pois formam um habitat alternativo para aquelas presentes nos remanescentes e, por consequência, podem abrigar uma riqueza semelhante à encontrada nos habitats nativos (FONSECA, 1997).

Recentemente, novos estudos foram realizados em áreas de silvicultura de eucalipto no estado de São Paulo. Tais estudos destacaram a importância do eucaliptal como habitat para várias espécies de pequenos mamíferos (SILVA, 2001) e sua capacidade de abrigar maior riqueza de espécies que pastagens e canaviais, embora os últimos possam apresentar maior abundância de indivíduos para algumas espécies (GHELER-COSTA, 2006).

Em trabalho desenvolvido na mesma paisagem ao qual o presente estudo dá continuidade, Martin et al (2012) testaram a variação em abundância e riqueza de espécies entre eucaliptal recém-implantado, pasto abandonado e vegetação nativa e constatou que o pasto abandonado e a vegetação nativa apresentaram maior abundância e riqueza de espécies que o eucaliptal recém-plantado. Porém, concluiu que se bem manejados, os eucaliptais estabelecidos podem auxiliar na manutenção dessa taxocenose, mas primeiramente deve-se

entender como as espécies adaptam-se a estes ambientes altamente dinâmicos e encaram os distúrbios frequentes dessas paisagens (MARTIN et al., 2012).

Os pequenos mamíferos constituem um bom grupo para estudos que avaliam questões de interesse ecológico, pois respondem claramente as alterações do ambiente (PARDINI et al., 2005). A grande diversidade de espécies e a flexibilidade de hábitos dos pequenos mamíferos permitem aos seus membros ocuparem áreas agrícolas (ver BONECKER et al., 2009; BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002; CADEMARTORI et al., 2008; D'ANDREA et al., 2007; D'ANDREA et al., 1999; GHELER-COSTA, 2006; LYRA-JORGE et al., 2001; MEDELLÍN; EQUIHUA, 1998; MOGUEL; TOLEDO, 1999; OLIFIERS; GENTILE; FISZON, 2005; PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; PARDINI; UMETSU, 2006; PARDINI et al., 2009; PINTO et al., 2009; SILVA, 2001; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008; UTRERA et al., 2000). Por isso, a comunidade de pequenos mamíferos é um modelo útil para o estudo dos efeitos das práticas agrícolas sobre a fauna e, principalmente, para entender os processos adaptativos das espécies ao novo cenário.

A importância econômica da silvicultura apresenta a necessidade em considerar seus impactos sobre a biodiversidade e adequar conservação ambiental a esse tipo de prática agrícola. Apenas uma abordagem ampla que abranja não apenas espécies raras ou em risco de extinção, mas todo o funcionamento do ecossistema fará com que as medidas implantadas não falhem ao tentar atingir grande parte da biodiversidade (THOMPSON; ANGELSTAM, 1999). Nesse contexto, o objetivo principal deste estudo é avaliar a influência da proximidade dos remanescentes florestais nativos e de cursos d'água na distribuição espaço-temporal e abundância de pequenos mamíferos em plantações de eucalipto com idades entre um ano e quatro meses e quatro anos. O presente estudo deu continuidade ao trabalho desenvolvido no início do cultivo do eucalipto (0 a 2 anos e 11 meses) na mesma área de estudo por Martin (2010).

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Fazenda Três Lagoas (23°22'0"- 23°20'41"S e 48°28'0"- 48°27'57"W) com 3.242 ha (Figura 1), localizada no município de Angatuba, Bacia do Paranapanema, Estado de São Paulo.

Na década de 1830, a vegetação nativa desta área foi desmatada para o plantio de café que durou até 1930 quando foi abandonado devido à quebra de bolsa de valores de Nova York de 1929. O uso da terra foi retomado apenas na década de 1970 para a implantação de pastagem para criação de gado de corte, restando alguns milhares de áreas para sombreamento do gado (LISBOA, 2008).

Entre agosto de 2006 e novembro de 2007, 2.223,9 ha de pasto (*Brachiaria* spp.) da Fazenda Três Lagoas foram convertidos em eucaliptais e as demais áreas abandonadas para formação de Reserva Legal (586,52 ha) e Áreas de Preservação Permanente (269,23 ha) (Figura 1). Nesse período, inicia-se o estudo com pequenos mamíferos em matriz de eucalipto desenvolvido por Martin et al. (2012), que abrangeu o início do ciclo (eucaliptais de 0 a 2 anos e 11 meses). A este, o presente estudo dá continuidade abrangendo o período no qual os eucaliptais tinham idades entre 1 ano e quatro meses a quatro anos.

Figura 1 – Fazenda Três Lagoas, município de Angatuba, Estado de São Paulo

De acordo com Köpper, o clima da região é do tipo Cw subtropical e apresenta temperaturas médias de 23° C e 18° C, para os meses chuvosos e secos respectivamente. A pluviosidade média mensal nos meses chuvosos foi de 244,05 mm e nos meses secos foi de 45,23 mm (dados gentilmente cedidos pela Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga/ESALQ/USP) (Figura 2).

Figura 2 - Temperatura média (°C) e precipitação (mm) mensais da região da área de estudo no período de setembro de 2009 a agosto de 2010 (Dados: Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”)

3.2.2 Delineamento amostral

O delineamento amostral é adaptado do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) e consiste em 14 unidades amostrais distribuídas sistematicamente em uma grade, distantes entre si 1km. (Figura 1). Esse método é apropriado tanto para estudos de longa duração (PELD) como para inventários rápidos (MAGNUSSON et al., 2005). O mesmo delineamento foi utilizado por Martin et al. (2012) para a amostragem realizada no início do ciclo do cultivo.

3.2.3 Levantamento de fauna

A coleta de dados abrangeu setembro de 2009 a agosto de 2010, período em que os eucaliptais apresentaram idades entre um ano e quatro meses e quatro anos, constituindo 11 campanhas mensais (uma semana/mês). Foram consideradas neste estudo apenas as armadilhas presentes nos eucaliptais da Fazenda Três Lagoas. O trabalho foi realizado com licença de órgão competente (ICMBIO nº 22873-1) e parecer favorável da Comissão de Ética no Uso de Animais em Pesquisa (CEUAP) (Protocolo nº2009-12) da ESALQ/USP.

O método de captura utilizado neste estudo é o mesmo usado por Martin et al. (2012) (ver Capítulo 2). Os indivíduos foram liberados na mesma unidade amostral após a coleta dos dados. A nomenclatura utilizada segue Wilson e Reeder (2005).

3.2.4 Metodologia analítica

O esforço amostral obtido pelas amostragens em eucaliptal foi de 1.224 baldes.noite (n° campanhas x n° dias coletas x n° de armadilhas) e para a avaliação de suficiência amostral estabeleceram-se curvas de incidência de espécies (COLWELL; CODDINGTON, 1994). O intervalo de confiança do modelo matemático foi estimado por cinquenta aleatorizações realizadas pelo software EstimateS Win 700 (COLWELL, 1994-2004) e pelo método Bootstrap, utilizando as campanhas como unidade amostral. O número estimado de espécie para cada ambiente foi considerada a assíntota do modelo sigmoide tempo-serial (MINITAB 15, 2007).

Utilizaram-se para análise dos dados, como variáveis dependentes a riqueza e abundância de pequenos mamíferos, e como variáveis independentes as distâncias das unidades amostrais em relação à vegetação nativa e aos corpos d'água, tendo como base a distância mínima, em linha reta, entre a unidade amostral e o fragmento de vegetação nativa ou corpo d'água mais próximo (Tabela 1). Tais medidas foram obtidas a partir do software ArcView 3.2 (ESRI, 1996).

Os dados foram analisados por meio de regressão linear simples (ZAR, 2010). As análises foram desenvolvidas com o auxílio do pacote estatístico Minitab 15 (2007). A avaliação da variação espaço-temporal de cada espécie nos eucaliptais foi realizada por meio do *software* R 2. 10. 1 (VENEABLES; SMITH, 2009).

Tabela 1 – Distâncias mínimas em metros entre uma unidade amostral (UA) em eucaliptal (idades entre um ano e quatro meses e quatro anos) e um fragmento de vegetação nativa (VN) ou um corpo d'água (CD)

UA	VN	CD
2	300	785
3	223	438
4	883	972
8	66	60
9	900	1130
13	173	240
14	376	369
15	450	553
16	335	330
20	619	460
21	200	291
26	535	673
27	894	707
32	380	661

3.3 Resultados

Em 14 unidades em eucaliptal, foram capturados 166 indivíduos de oito espécies, sendo 138 deles pertencentes à Ordem Rodentia (seis espécies) e 28 pertencentes à Ordem Didelphimorphia (duas espécies) (Tabela 2). O sucesso de captura foi 12,75%.

As espécies mais abundantes em eucaliptais (um ano e quatro meses a 4 anos) foram *Oligoryzomys nigripes*, seguida de *C. tener* e *O. flavescens* (Figura 3). Nenhuma espécie capturada é considerada ameaçada ou em risco de extinção segundo as listas da IUCN (2012) e do Decreto Estadual nº 53.494/2008 (Tabela 2). Contudo, o marsupial *C. agricolai* consta em ambas as listas como espécie com dados deficientes, por ser uma espécie recém-descrita e ainda pouco estudada (VOSS; LUNDE; JANSÁ, 2005). Não foi possível a identificação em campo de quatro indivíduos juvenis do gênero *Oligoryzomys*, porém com base nos depósitos em museus realizados durante o presente estudo e por Martin et al. (2012) possivelmente trata-se de espécimes pertencentes às espécies *O. nigripes* e *O. flavescens* e por isso não foi contabilizada como nova espécie.

Tabela 2 - Lista de espécies de pequenos mamíferos de pequeno porte capturados em plantio de eucalipto entre um ano e quatro meses e quatro anos na bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

Espécies	Status de Conservação	Número de Indivíduos Capturados
Ordem Didelphimorphia		
Família Didelphidae		
<i>Cryptonanus agricolai</i>	DD	10
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	LR-Lc	18
Ordem Rodentia		
Família Rodentia		
<i>Calomys tener</i>	LR-Lc	26
<i>Necomys lasiurus</i>	LR-Lc	9
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	LR-Lc	59
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	LR-Lc	19
<i>Oligoryzomys</i> spp.	LR-Lc	4
<i>Akodon</i> aff. <i>montensis</i>	LR-Lc	16
<i>Oxymycterus</i> sp.	LR-Lc	5

LR- Lc - Baixo risco, DD – Dados deficientes (IUCN 2012 e Decreto Estadual Nº 53.494/2008)

Figura 3 - Número de indivíduos das espécies capturadas em eucaliptais de um ano e quatro meses a 4 anos de idade

O esforço amostral foi suficiente para amostrar quase a totalidade das espécies existentes em eucaliptal, uma vez que a curva de acúmulo de espécies comparada por meio do estimador não-paramétrico *Bootstrap* sugeriu 9,12 espécies (Figura 4), riqueza próxima a encontrada (8 espécies). Martin et al. (2012) capturou no início do ciclo (eucaliptais com até 2 anos e 11 meses), além das espécies capturadas pelo presente estudo, os roedores *Cerradomys subflavus*, *Cavia aperea*, *Juliomys pictipes* e o marsupial *Didelphis albiventres*.

Figura 4 - Curva de incidência de espécies de mamíferos de pequeno porte (linha cheia: número de espécies observadas; curva tracejada: estimador não paramétrico *Bootstrap*)

Não foi observada relação significativa entre distância de corpos d'água e riqueza ($F=1,05$; g.l.=1; $P=0,326$) ou abundância ($F=2,23$; g.l.=1; $P=0,161$) (Figura 5). Também não houve relação entre a distância do remanescente nativo e riqueza ($F=3,61$; g.l.=1; $P=0,082$) ou abundância ($F=0,85$; g.l.=1; $P=0,375$) (Figura 6).

Figura 5 - Relação entre riqueza de espécies e abundância de mamíferos de pequeno porte e a distância de corpos d'água em eucaliptal com idades entre um ano e quatro meses e quatro anos

Figura 6 – Relação entre riqueza de espécies e abundância de indivíduos de mamíferos de pequeno porte e a distância de vegetação nativa em eucaliptal com idades entre um ano e quatro meses e quatro anos

Observou-se uma variação na abundância relativa das espécies de pequenos mamíferos ao longo dos onze meses de amostragem, com destaque a um aumento na abundância de *Gracilinanus microtarsus* (Figura 7). Tal padrão pode ser melhor observado na Figura 7, que considera a variação nas abundâncias relativas das espécies desde o início do plantio (eucaliptais com 0 a 2 anos e 11 meses anos), amostrado por Martin et al. (2012), até o período amostrado pelo presente estudo (eucaliptais com 1 ano e quatro meses a 4 anos). Em contrapartida, houve uma queda na abundância relativa de *C. tener* em eucaliptal ao longo do período estudado (Figura 8).

Figura 7 - Variação temporal da abundância de mamíferos de pequeno porte em plantações de eucalipto (um ano e quatro meses a quatro anos) na Bacia do Alto Paranapanema. (Nlasiurus – *Necromys lasiurus*; Gmicrotarsus – *Gracilinanus microtarsus*; Ctener – *Calomys tener*; Onigripes – *Oligoryzomys nigripes*; Cagricolai – *Cryptomys agricolai*; Amontensis – *Akodon montensis*; Oflavescens –

Oligoryzomys flavescens; *Oxymycterusspp.* – *Oxymycterus spp*; *Oligoryzomysspp.* – *Oligoryzomys spp.*)

Figura 8 - Variação temporal da abundância de mamíferos de pequeno porte em plantações de eucalipto durante todo o período amostrado na Bacia do Alto Paranapanema. (*Gmicrotarsus* – *Gracilinanus microtarsus*; *Oxymycterus spp.*; *Amontensis* – *Akodon montensis*; *Onigripes* – *Oligoryzomys nigripes*; *Cagricolai* – *Cryptomys agricolai*; *Nlasiurus* – *Necromys lasiurus*; *Oflavescens* – *Oligoryzomys flavescens*; *Dalbiventris* – *Didelphis albiventris*; *Jpictipes* – *Juliomys pictipes*; *Ctener* – *Calomys tener*; *Caperea* – *Cavia aperea*; *Csubflavus* – *Cerradomys subflavus*)(MARTIN et al., 2012)

3.4 Discussão

As espécies capturadas nos eucaliptais (um ano e quatro meses a 4 anos de idade) da área de estudo são típicas do bioma Cerrado (ROCHA, 2007) e frequentemente encontradas em áreas agrícolas (BONECKER et al., 2009; GHELER-COSTA et al 2012; PARDINI et al., 2005; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008).

Estas espécies também foram capturadas por Martin et al. (2012) no início do plantio (0 a 2 anos e 11 meses), além dos roedores *Juliomys pictipes*, *Cavia aperea*, *Cerradomys subflavus* e do marsupial *Didelphis albiventris*, que não foram capturados pelo presente estudo. Porém, poucos indivíduos de *J. pictipes*, *C. aperea*, *C. subflavus* e *D. albiventris* foram capturadas por Martin et al. (2012) na área de estudo e estas capturas ocorreram no primeiro ano após o plantio da mudas. *C. aperea*, *C. subflavus* e *D. albiventris* são espécies

associadas à áreas abertas (ASHER; OLIVEIRA; SACHSER, 2004; CERQUEIRA, 1985; PERCEQUILLO et al., 2008) e provavelmente a não captura destas espécies durante o presente estudo esteja relacionada ao crescimento dos eucaliptais. Já *J. pictipes* é um roedor arbório e típico de mata atlântica (OLIVEIRA-SANTOS; TORTATO; GRAIPEL, 2008; PAVAN; LEITE, 2011) e pode estar em baixa abundância na paisagem de forma geral já que a espécie também não foi capturada em vegetação nativa durante o presente estudo.

Outros estudos em áreas agrícolas do estado de São Paulo que testaram matriz de eucalipto também capturaram as espécies nos talhões, e várias outras não capturadas nos eucaliptais do presente estudo como os marsupiais *Micoureus paraguayanus*, *Philander frenata*, *Marmosops incanus* e *Monodelphis americana* e o roedor *Rhipidomys mastacalis* e *Thaptomys nigrita* (GHELER-COSTA et al., 2012; LYRA-JORGE et al., 2001; SILVA, 2001; UMETSU; PARDINI, 2007). No entanto, a riqueza encontrada pelo presente estudo está de acordo com aquelas encontradas no mesmo tipo de matriz por estes mesmos estudos, variando entre duas e 12 espécies (GHELER-COSTA et al., 2012; LYRA-JORGE et al., 2001; MARTIN et al., 2012; SILVA, 2001; UMETSU; PARDINI, 2007). Contudo, foi menor que a riqueza encontrada em área de vegetação nativa de Cerrado cuja riqueza variou entre 14 e 21 espécies em alguns estudos (PAGLIA et al., 2005; TALAMONI; DIAS, 1999; TALAMONI; MOTTA-JÚNIOR; DIAS, 2000) e em áreas de Mata Atlântica onde a variação foi entre 12 e 23 espécies (CASTRO; FERNANDEZ, 2004; PARDINI; UMETSU, 2006; UMETSU; NAXARA; PARDINI, 2006; PARDINI et al., 2005).

Dado seu histórico de uso da terra, é esperado que a riqueza fosse inferior à riqueza de ambientes mais preservados e apenas espécies mais adaptadas às condições agrícolas dominassem tal paisagem, como já discutido no Capítulo 2. A agricultura intensiva provoca ao longo dos anos a substituição das espécies mais sensíveis por poucas espécies mais adaptadas a essas condições, aumentando a similaridade de espécies da paisagem, esse processo é denominado “homogeneização biótica” (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; OLDEN; ROFF; LEROY, 2004; SMART et al., 2006).

Do início da década de 1970 ao ano de 2006, pastagem para criação de gado foi o principal tipo de uso da terra na área de estudo (LISBOA, 2008) e, provavelmente, afetou negativamente os pequenos mamíferos desta paisagem. Pastagem parece não ser habitat adequado para os pequenos mamíferos, pois sua riqueza geralmente é mais baixa que em outros tipos de cultivos como, canavial e eucaliptal (GHELER-COSTA et al., 2012). A baixa riqueza pode estar relacionada à tendência destas espécies de evitar áreas de pastagem em resposta à ausência de estratos arbóreos e/ou arbustivos que servem de abrigo e ampliam a

disponibilidade de recursos e de nichos para a fauna (AUGUST, 1983; MALCOLM, 2004; MARTIN et al., 2012).

Dessa forma, a substituição da matriz de pasto por eucaliptal provavelmente favoreceu a dispersão das espécies para a área de estudo (MARTIN et al., 2012). As primeiras a serem capturadas na fase inicial de implantação dos eucaliptos foram *O. flavescens*, *C. tener*, *N. lasiurus* e *C. agricolai* (MARTIN et al., 2012), espécies associadas a habitats mais abertos (ALHO, 2005; ROCHA, 2007; VOSS; LUNDE; JANSÁ, 2005). Assim, o processo de colonização da nova matriz teve início com a chegada de espécies mais adaptadas a ambientes antrópicos e áreas abertas, que logo se tornaram abundantes (MARTIN, 2010). Posteriormente foram detectadas as espécies *C. subflavus*, *D. albiventres*, *Akodon* aff. *montensis*, *O. nigripes*, *C. aperea*, *J. pictipes*, *G. microtarsus* e *Oxymycterus* spp. No entanto, nenhuma nova espécie foi detectada pelo presente estudo (eucaliptais de 1 ano e quatro meses a quatro anos).

À medida que o eucaliptal adquiriu características florestais, espécies associadas à habitats com alguma estrutura florestal, como *A. aff. montensis* e *G. microtarsus* (MARTINS et al., 2006; PARDINI, 2004; UMETSU; PARDINI, 2007) tornam-se mais abundantes, enquanto espécies associadas à áreas abertas como *O. flavescens*, *N. lasiurus* e *C. tener* (ALHO, 2005; ROCHA, 2007) apresentaram decréscimo em suas abundâncias relativas. Portanto, no início do plantio, a matriz de eucalipto foi mais permeável às espécies de áreas abertas, mas com o seu crescimento passou a ser mais permeável às espécies associadas a áreas florestais (MARTIN et al., 2012).

Segundo Martin et al. (2012), os eucaliptais auxiliaram na complementação do habitat ao acrescentar à paisagem novas possibilidades de recursos e provavelmente não têm efeitos deletérios para as espécies de pequenos mamíferos capturadas no início do ciclo que residiam nos talhões. Dessa forma, segundo os autores, embora o eucaliptal apresentasse menor riqueza específica e abundância de indivíduos em relação ao pasto abandonado e à vegetação nativa, os resultados obtidos sugerem que a dinâmica destas populações não segue o “modelo fonte-poço” e que o eucaliptal, neste caso, não age como “habitat-poço”. Segundo esse modelo, manchas de habitats onde os recursos são mais abundantes produzem mais indivíduos e aqueles excedentes se distribuem para outras áreas (populações-fonte), enquanto que em manchas mais pobres, as populações seriam mantidas por indivíduos vindos de outras áreas (populações-poço) (RICKLEFS, 2003). Os resultados do presente estudo corroboram a hipótese de Martin et al. (2012), visto que não foi encontrada diferença em termos de riqueza

específica e abundância de indivíduos entre os elementos da paisagem em questão quando os eucaliptais já possuíam idades entre um ano e quatro meses e quatro anos.

Apesar de colonizarem a matriz de forma diferenciada ao longo dos primeiros anos do cultivo, as espécies capturadas nos eucaliptais da área de estudo aparentemente não são influenciadas pela distância da vegetação nativa ou pela distância dos cursos d'água. Tal resultado está relacionado possivelmente à adaptação destas espécies a ecossistemas agrícolas e áreas degradadas que as permite utilizar os recursos disponíveis no próprio talhão (MARTIN, 2010). Contudo, o fato de serem residentes nos eucaliptais não as torna completamente independentes dos remanescentes de vegetação nativa, pois serão estes que abrigarão grande parte destas espécies logo após o corte do eucalipto. Um indício dessa função de refúgio dos remanescentes nativos foi observado por Martin et al. (2012) no início do plantio, quando estes abrigavam maior riqueza e abundância que os eucaliptais, ainda caracterizados por áreas abertas e/ou sem perfil florestal.

Embora a riqueza de espécies não tenha diferido significativamente entre os dois períodos amostrados (início e meio do primeiro ciclo do plantio), o sucesso de captura obtido por Martin et al. (2012) foi 27,76%, superior ao obtido pelo presente estudo (12,75%). Esta diferença pode ser devido à adaptabilidade comportamental das espécies ao método de captura ou a uma queda na abundância destas espécies nos talhões, provavelmente relacionada às novas condições proporcionadas pelo crescimento do eucalipto e a formação de dossel, que influenciam a produtividade primária do ecossistema (SCHUMACHER; POGGIANI, 1993).

A produtividade primária líquida é maior em áreas em início de sucessão ecológica (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001) e essa produtividade elevada repercute ao longo da cadeia trófica (HUNTER; PRICE, 1992; PINOTTI, 2010). As espécies de pequenos mamíferos adaptadas a essas áreas são beneficiadas pela maior disponibilidade de frutos e de biomassa de artrópodes (PINOTTI, 2010). Com o avanço da sucessão, à medida que aumenta a densidade de folhagem nos estratos superiores e diminui a densidade de folhagem no sub-bosque, diminuem os recursos e, consequentemente, a abundância total de pequenos mamíferos (PINOTTI, 2010). Provavelmente, o ciclo do eucalipto tenha efeito semelhante sobre as espécies de pequenos mamíferos nesta paisagem.

C. tener, *O. nigripes* e *O. flavescens* foram as espécies mais abundantes nos dois períodos de amostragem do eucaliptal, embora suas abundâncias relativas tenham variado ao longo do tempo. Estas espécies são comuns em áreas agrícolas (CADEMARTORI et al., 2008; CASTRO; FERNANDEZ, 2004; D'ANDREA et al., 1999; D'ANDREA et al., 2007; PAGLIA et al., 1995; LIMA et al., 2010; LYRA-JORGE et al., 2001; OLIFIERS; GENTILE;

FISZON, 2005; PARDINI et al., 2005; PARDINI; UMETSU, 2006; SILVA, 2001), mas geralmente estão ausentes ou apresentam abundâncias baixas em habitats nativos (PARDINI; UMETSU, 2006; UMETSU; PARDINI, 2007). Assim, a presença dessas espécies em habitats antrópicos pode indicar o grau de impacto do hábitat em questão.

Uma medida cabível a área, seria permitir a regeneração de sub-bosque nativo nos talhões (MANNING; EDGE, 2004; STALLINGS, 1991; THOMPSON; BAKER; TERMIKAEIAN, 2003) e implantar o plantio rotativo (COLAS-ROSAS, 2009), em que o corte ocorre parcialmente e em anos diferentes. A matriz com sub-bosque nativo pode abrigar uma riqueza equivalente ao próprio remanescente nativo (STALLINGS, 1991) enquanto que o plantio rotativo pode diminuir o impacto do corte na paisagem.

O sub-bosque nativo aumenta a complexidade estrutural do eucaliptal e consequentemente, os nichos disponíveis, refletindo positivamente na diversidade de pequenos mamíferos (ATKESON; JOHNSON, 1979; BOWMAN; FORBES; DILWORTH, 2001; SHEPHERD; DITGEN, 2005; STALLINGS, 1991) e também na estrutura trófica da paisagem, visto que esse grupo é fonte importante de recurso para os mesocanívoros, principalmente para os felinos e canídeos menores (AMARAL, 2007; CAMPOS, 2009; JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2009; MURRAY; GARDNER, 1997; WANG, 2002;). Com base nisso, embora florestas maduras sejam essenciais para conservação da biodiversidade, paisagens agrícolas também abrangem este propósito, pois se bem manejadas, podem minimizar consideravelmente seus efeitos negativos sobre a biota (ZAVALA; ORIA, 1995).

3.5 Conclusões

O processo de sucessão do eucaliptal é provavelmente o principal gerador do padrão de variação das abundâncias das espécies nos talhões ao longo de todo o período amostrado (início e meio do ciclo) e também da distribuição destas espécies nesta paisagem silvicultural (MARTIN et al., 2012), assim como o discutido no Capítulo 2. Embora a influência de fatores como abundância de recursos e ciclos reprodutivos de cada espécie deva ser testada futuramente.

As espécies capturadas nos eucaliptais da área de estudo são residentes e provavelmente não são afetadas negativamente por estes, porém ainda vinculadas aos remanescentes de vegetação nativa que constituirão fonte importante de recursos e abrigos nas épocas de corte, quando esta matriz será aberta e extensa. Dessa forma, a presença de remanescentes minimiza os impactos antrópicos ao abrigar as espécies durante todo o ciclo do cultivo e por isso, garante a manutenção da biodiversidade de áreas agrícolas.

Referências

- ABRAF. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FLORESTAS PLANTADAS. Anuário Estatístico da ABRAF: ano base 2010. Brasília, 130 p., 2011. Disponível em: <http://www.abraflor.org.br/estatistica.asp> . Acesso em: 09 out. 11.
- ALHO, C.J.R. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy cerrado landscape. **Arquivos do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v.63, n.1, p.41-48, 2005.
- AMARAL, C. **Dieta de duas espécies carnívoras simpátricas de graxaim-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) e quati (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766) nos municípios de Tijucas do Sul e Agudos do Sul , Estado do Paraná**. 2007. 55p. Dissertação (Mestre em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.
- ASHER, M.; OLIVEIRA, E.S. de; SACHSER, N. Social system and spatial organization of wild guinea pig (*Cavia aperea*) in natural population. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.85, n.4, p.788-796, 2004.
- ATKESON, T.D.; JOHNSON, A.S. Succession of Small Mammals on Pine Plantations in the Georgia Piedmont. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v.101, n.2, p.385-392, 1979.
- AUGUST, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, Tempe, v.64, n.6, p. 1495–1513, 1983.
- BONECKER, S.T.; PORTUGAL, L.G.; COSTA-NETO, S.F.; GENTILE, R.A. long term study of small mammal populations in Brazilian agricultural landscape. **Mammalian Biology**, Jena, v.74, p.467-477, 2009.
- BONVICINO, C.R.; LINDBERGH, S.M.; MAROJA, L.S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: coments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.62, n.4b, p.765-774, 2002.
- BOWMAN, J.C.; FORBES, G.J.; DILWORTH, T.G. Landscape context and small-mammal abundance in a manage forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.140, p.249-255, 2001.
- CADERMARTORI, C.V.; SARAIVA, M.; SARAIVA, C.; MIRANDA, J.A. Nota sobre a fauna de pequenos roedores em mosaico antropogênico com remanescente florestal do domínio Mata Atlântica, Sul do Brasil. **Uruguiana**, Uruguiana, v.6, n.2, p.34-38, 2008.
- CAMPOS, C.B. de. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura no Estado de São Paulo**. 2009. 137p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- CASTRO, E.B.V.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v.119, p.73-80, 2004.

CERQUEIRA, R. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). **Journal of Biogeography**, Oxford, v.12, n.2, p.135-145, 1985.

COLAS-ROSAS, P.F. Pequenos mamíferos em Cerradão e plantio de eucalipto em Três Lagoas, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ECOLOGIA, 3., 2009, São Lourenço, Minas Gerais. **Anais...** São Lourenço: SEB, 2009. p.1-3.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples; version 7.0. U.S.A., 1994-2004.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, London, v.345, p.101-118, 1994.

D'ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; CERQUEIRA, R.; GRELLE, C.E.V.; HORTA, C.; REY, L. Ecology of small mammal in a Brazilian rural area. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.16, n.3, p.611-620, 1999.

D'ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; MAROJA, L.S.; FERNANDEZ, F.A.; COURA, R. Small mammal populations of na agroecosystem in the Atlantic Forest domain. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.67, n.1, p.179-186, 2007.

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

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, Copenhagen, v.65, p.169–175, 1992.

ESRI. Enviromental Systems Research Institute. ArcView GIS. ESRI (USA). 1996.

FEARNSIDE, P.M. Plantation forestry in Brazil: projections to 2050. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v.15, n.6, p.437-450, 1998.

FONSECA, M.T. **A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica e monocultura de eucalipto**: a importância da matriz de habitat. 1997. 148p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997.

GARCIA, J.N.; PEREIRA, M.G. **O eucalipto e a pequena propriedade rural**. Piracicaba: Casa do Produtor Rural, 2010. 59p.

GHELER-COSTA, C. **Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil**. 2006. 91p. Tese (Doutorado-Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

GHELER-COSTA, C.; VETORAZZI, C.A.; PARDINI, R.; VERDADE, L.M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v.76, p.185-191, 2012.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, P. Neotropical Forest succession changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.148, p.185-206, 2001.

HUNTER, M.D.; PRICE, P.W. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. **Ecology**, Tempe, v.73, p.724-732, 1992.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2012. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. . Acesso em: 21 out.2012

JUAREZ, K.M.; MARINHO-FILHO, J. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.83, n.4, p.925-933, 2002.

LEITE, R.N. **Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia Oriental**. 2006. 52p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.

LIMA, D.O.; AZAMBUJA, B.O.; CAMILOTTI, V.L.; CÁCERES, N.C. Small mammal community structure and microhabitat use in austral boundary of Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v.27, n.1, p.99-105, 2010.

LISBOA, M.A.M. **A política dos coronéis e a difusão do ensino primário em Angatuba/SP (1870-1930)**. 2008. 1108p. Tese (Doutorado em Educação) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; VIVO, M. Riqueza e abundância de pequenos mamíferos em ambientes de Cerrado e Floresta na Reserva Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). **Naturalia**, São Paulo, v.26, p.287-302, 2001.

LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. **Mammalia**, Paris, v.65, n.4, p. 524-530, 2001.

MACDONALD, D.W., TATTERSALL, F.H., SERVICE, K.M., FIRBANK, L.G., FEBER, R.E. 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? **Mammal Review**, Oxford, v. 37, p. 259–277, 2007.

MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R. RAPELD: a modification of Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 4, n.2, p 1-6, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 10 set. 2010.

- MALCOLM, J.R. Ecology and conservation of canopy mammals. In: LOWMAN, M. D.; RINKER, H. B. (Ed.). **Forest canopies**. 2nd ed. New York: Elsevier Academic Press, 2004. p. 297-331.
- MANNING, J.A.; EDGE, W.D. Small mammal survival and downed wood at multiple scales in Managed forest. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.85, n.1, p.87-96, 2004.
- MARES, M.A.; ERNEST, K.A.; GETTINGER, D.D. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.2, p.289-300, 1986.
- MARTIN, P.S. **Distribuição e abundância de mamíferos não voadores de pequeno porte em paisagem silvicultural da bacia do alto Paranapanema, São Paulo, Brasil**. 2010. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- MARTIN, P.S; GHELER-COSTA, C. ; LOPES, P.C.; ROSALINO; L.M.; VERDADE, L.M. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.282, p.185-195, 2012.
- MARTINS, E.G.; BONATO, V.; PINHEIRO, H.P.; REIS, S. F. Diet of the gracile mouse opossum (*Gracilinanus microtarsus*) (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado: patterns of food consumption and intrapopulation variation. **Journal of Zoology**, London, v.269, p.21-28, 2006.
- MCKINNEY, M.L.; LOCKWOOD, J.L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.14, n.11, p.450-453, 1999.
- MEDELLÍN, R.A.; EQUIHUA, M. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, p.13-23, 1998.
- MINITAB INC. **Minitab 15**. U.S.A., 2007.
- MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of México. **Conservation Biology**, Boston, v.13, n.1, p.11-21, 1999.
- MORA, A.L.; GARCIA, C.H. **A cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2000. 112p.
- MURRAY, J.L.; GARDNER, G.L. *Leopardus pardalis*. **Mammalian Species**, New York, v.548, p.1-10, 1997.
- OLDEN, J.D.; ROFF, N.; LEROY, N. Clarifying biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.19, n.6, p.283, 2004.
- OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FISZON, J.T. Relation between small mammals species composition an anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 65, n.3, p.495-501, 2005.

OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; TORTATO, M.A.; GRAIPEL, M.E. Activity patterns of Atlantic forest small mammals as revealed by camera traps. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.24, n.05, p.563-567, 2008.

PAGLIA, A.P.; LOPES, M.O.G.; PERINI, F.A.; CUNHA, H.M. Mammals of the Estação de Preservação e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA – Peti), São Gonçalo do Rio Abaixo, Minas Gerais, Brazil. **Lundiana** 6, Suplemento, Belo Horizonte, 2005. p. 89-96.

PAGLIA, A.P.; MARCO JR, P.; COSTA, F.M.; PERERIRA, R.F.; LESSA, G. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em fragmentos de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.12, n.1, p.67-78, 1995.

PARDINI, R. Effects of fragmentation on small mammals in an Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v.13, p. 2567-2586, 2004.

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

PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande- distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, Campinas, n.2, v.6, p.1-22, 2006. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 09 nov. 2011.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v.142, n.6, p.1178-1190, 2009.

PAVAN, S.E.; LEITE, Y.L.R. Morphological diagnosis and geographic distribution of Atlantic forest red-rumped mice of genus *Juliomys* (Rodentia: Sigmodontinae). **Zoologia**, Curitiba, v.28, n.5, p.663-672, 2011.

PERCEQUILLO, A.R.; HINGST-ZAHER, E.; BONVICINO, C.R. Systematic review of genus *Cerradomys* Weksler, Percequillo and Voss, 2006 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with description of two new species from eastern Brazil. **American Museum Novitates**, New York, n.3622, p.1-46, 2008.

PINOTTI, B.T. **Pequenos mamíferos terrestres e a regeneração da Mata Atlântica: influência da estrutura do habitat e a disponibilidade de alimento na recuperação da fauna**. 2010. 124p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PINTO, I.S.; LOSS, A.C C.; FALQUETO, A.; LEITE, Y.L.R. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.9, n.3, 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 09 nov. 2011.

QUEIROZ; L.R.S.; BARRICHELO, L.E.G. **O eucalipto: um século no Brasil**. São Paulo: Antônio Bellini Editora e Cultura, 2007. 132p. Disponível em: www.celso-foelkel.com.br/artigos/outros/O%20Eucalipto-duralex.pdf Acesso em: 20 ago. 2011.

RICKLEFS, R.E. Estruturas populacionais. In: _____. **Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanaba Koogan, 2003. cap.13, p.235-249.

ROCHA, C.R. **Utilização de microhabitat por três espécies de roedores cricetídeos em um cerrado do Brasil central**. 2007. 56p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SÃO PAULO. Decreto n. 53.494, de 02 de outubro de 2008. Dispõe sobre as espécies da fauna silvestre ameaçada e/ou vulnerável do estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 03 de outubro de 2008, v. 118, n.187. 2008.

SCOLFORO, J.R. **O mundo eucalipto: os fatos e mitos de sua cultura**. Rio de Janeiro: Mar de Idéias, 2008. 70p.

SCHUMACHER, M.V.; POGGIANI, F. Caracterização microclimática no interior dos talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torrelliana* F. Muell, localizada em Anhembi, SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.3, n.1, p.9-20, 1993.

SHEPHERD, J.D.; DITGEN, R.S. Human use and small mammal communities of araucaria forests in Neuquén, Argentina. **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v.12, n.2, p.217- 226, 2005.

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**. 2001. 81p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SMART, S.M.; THOMPSON, K.; MARRS, R.H.; LE DUC, M.G.; MASKELL, L.C.; FIRBANK, L.G. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. **Proceedings of the Royal Society B**, London, v. 273, p.2659-2665, 2006.

STALLINGS, J.R. Small mammals inventories in an eastern brazilian park. **Bulletin of the Florida State Museum**, Gainesville, v. 34, p. 153-200, 1989.

STALLINGS, J.R. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.7, n.3, p.267-276, 1991.

TALAMONI, S.A.; DIAS, M.M. Population and community ecology of small mammals in Brazil. **Mammalia**, Paris, v.63, n.2, 167-181, 1999.

TALAMONI, S.A.; MOTTA-JÚNIOR, J.C.; DIAS, M.M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. **Estação Ecológica do Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000. v.1, p. 317-329.

TALAMONI, S.; COUTO, D.; CORDEIRO JR, D.A.; DINIZ, F.M. Diet of some species of Neotropical small mammals. **Mammalian Biology**, Jena, v.73, p.337-341, 2008.

THOMPSON, I.D.; BAKER, J.A.; TER-MIKAELIAN, M.A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forest in Ontario, Canada. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.177, p.441-469, 2003.

THOMPSON, I.D.; ANGELSTAM, P. Special species. In: HUNTER JR, M.L. (Ed.). **Maintaining biodiversity in forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. cap. 13, p.434-459.

UMETSU, F.; NAXARA, L.; PARDINI, R. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in neotropics. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.4, n.87, p.757-765, 2006.

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

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

UTRERA, A.; DUNO, G.; ELLIS, B.A.; SALAS, R.A.; MANZIONE, N. de; FULHORST, C.F.; TESH, R.B.; MILLS, J.N. Small mammals in agricultural areas of the western llanos of Venezuela: community structure, habitat associations and relative densities. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.81, n.2, p.536-548, 2000.

VENABLES, W.N.; SMITH, D.M. THE R DEVELOPMENT CORE TEAM. **An Introduction to R Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics** Version 2.10.1, 2009.

VIANNA, L.G.G.; SATO, A.M.; FERNANDES, M.C.; NETTO, A.L.C. Fronteira de expansão dos plantios de eucalipto no geoeossistema do médio vale do Rio Paraíba do Sul (SP/RJ). In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., 2007, Taubaté. **Anais...**Taubaté: IPABHi, 2007. p.367-369.

VOSS, R.S.; LUNDE, D. ; JANSÁ, S.A. On the contents of *Gracilinanus*, Gardner and Creighton, 1989, with the description of a previously unrecognized clade of small Didelphid Marsupials. **American Museum Novitates**, New York, v.3482, p. 1-34, 2005.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 5th. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 2010. 994p.

ZAVALA, M.A.; ORIA, J.A. Preserving biological diversity in managed forests: a meeting point for ecology and forestry. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v.31, p.363-378, 1995.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal species of the world**: a taxonomic and geographic reference. 3rd ed. Baltimore: John Hopkins University Press, 2005. 2142p. Disponível em: <http://www.vertebrates.si.edu/msw/mswfapp/msw/index.cfm> Acesso em: 09 mar. 2012.

WANG, E. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*Leopardus wiedii*), and oncillas (*Leopardus tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna Environment**, Lisse, v.37, p.207-212, 2002.