

Fabiana Umetsu

**Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes
e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma
paisagem fragmentada de Mata Atlântica**

São Paulo

2005

Fabiana Umetsu

**Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes
e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma
paisagem fragmentada de Mata Atlântica**

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

Orientadora: Prof. Dra. Renata Pardini

São Paulo

2005

FICHA CATALOGRÁFICA

Umetsu, Fabiana
Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica
125 pp.

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

1. Fragmentação 2. Matriz 3.
Pequenos mamíferos I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências.
Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a). Renata Pardini
Orientador(a)

Dedico esta dissertação às florestas tropicais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Prof. Dra. Renata Pardini pelo apoio, orientação e entusiasmo em absolutamente todos os momentos do projeto, desde os treinamentos em campo, coletas de dados, análises, revisões, e às melhoras constantes nos diversos relatórios Fapesp e versões dos capítulos.

Ao Prof. Dr. Jean Paul Metzger pelas inúmeras sugestões e auxílios na análise da paisagem e pela coordenação do Projeto Temático “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo” projeto Biota/Caucaia (99/05123-4).

À FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo financiamento (02/10845), dentro do Projeto Temático Biota/Caucaia, à WWF-Brasil pelo Apoio à Pesquisa de Tese (Programa Natureza e Sociedade) - CSR 293-2003.

À Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia e ao CNPq (Projeto Cooperação Brasil - Alemanha) pelo suporte logístico.

Aos pesquisadores do Projeto Cooperação Brasil - Alemanha: Christoph, Yvonne, Thomas, Miriam, Henning, Robert, Birgit e outros.

Agradeço também aos mastozoólogos A. Percequillo e R. Rossi do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo pelo auxílio na identificação das espécies de pequenos mamíferos.

A todos que prestaram um auxílio imprescindível no trabalho de campo: Mari, Zé Mário, Rafa, Daniel, Thomas, Tiago, Kiwi, Renata, Chicória, Franco, Fabíola, Laura, Pan, Rodiney, Hilton, Sandra, Cláudio, Henning, Dani, Bogão, Saci, Andressa, Vasco e outros.

A Sérgio Marques de Souza, Ricardo Braga-Neto e Laura Naxara pelos dados de amostragem de pequenos mamíferos com armadilha de queda.

A todos os integrantes do LEPAC (Laboratório de Ecologia de Paisagem e Conservação), em especial Ana Maria, Miltinho, Cris, André, Tank, William, Flávia, Leandro. Também agradeço ao Miltinho pela ajuda com os mapas, e ao técnico Wellington Bispo, por manter os computadores, rede, impressoras, etc, funcionando sempre.

À minha família e ao meu namorado Tiago pelo apoio e carinho.

À SABESP, pelo alojamento durante o trabalho de campo e permissão para trabalho na Reserva Florestal do Morro Grande.

Ao IBAMA (Período de 10/2002 a 10/2003, proc. 02027.010763/01-94, N. 57/02; Período de 03/2004 a 02/2005, proc. 02027.010783/01-94, N. 11/04).

ÍNDICE

Capítulo 1. Introdução geral.....	1
Introdução geral.....	2
Bibliografia citada.....	7
Capítulo 2. Avaliação da eficiência de armadilhas de queda para amostragem de pequenos mamíferos nos Neotrópicos.....	14
Abstract.....	15
Resumo	16
Introdução	17
Material e métodos	19
Resultados	23
Discussão.....	25
Conclusões.....	33
Bibliografia citada	34
Tabelas	39
Figuras	45
Capítulo 3. Pequenos mamíferos em um mosaico de fragmentos florestais e habitats antropogênicos - avaliando a qualidade da matriz em uma paisagem de Mata Atlântica.....	48
Abstract.....	49
Resumo	50
Introdução	51
Material e métodos	53
Resultados	56
Discussão.....	59
Conclusões.....	66
Bibliografia citada	67
Tabelas	73
Figuras	79

Capítulo 4. Estrutura da paisagem e a distribuição de pequenos mamíferos - importância da qualidade da matriz para a conectividade de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica.....	81
Abstract.....	82
Resumo	83
Introdução	85
Material e métodos	87
Resultados	93
Discussão.....	96
Conclusões.....	102
Bibliografia citada	104
Tabelas	109
Figuras	114
Conclusões Gerais	117
Resumo	122
Abstract	124

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

Os pequenos mamíferos não-voadores (pequenos roedores e marsupiais com menos de 1 kg) formam o grupo ecológico mais diversificado de mamíferos neotropicais, com mais de 200 espécies no Brasil (Fonseca et al. 1996). Apesar do Brasil representar o país que abriga o maior número de espécies de mamíferos do mundo, muitos aspectos básicos tais como distribuição geográfica e taxonomia são pouco conhecidos, especialmente entre os pequenos mamíferos (Costa et al. 2005). O conhecimento da distribuição das espécies ou da composição das comunidades é uma informação básica necessária em muitos estudos ecológicos. Desta forma, torna-se fundamental, para o estudo das ricas comunidades de pequenos mamíferos dos neotrópicos, o estabelecimento de protocolos de amostragem eficientes e pouco seletivos, que reflitam com a maior precisão possível a variação da riqueza e composição entre sítios de amostragem, e permitam a inclusão das espécies raras ou não descritas, assim como de novos registros locais de espécies.

As armadilhas iscadas do tipo gaiola, tradicionalmente utilizadas para a amostragem da comunidade de pequenos mamíferos, apresentam alguns problemas, como a influência da disponibilidade de alimento nas taxas de captura (Adler & Lambert 1997), preferência das espécies por tipos de isca (Laurance 1992), remoção de isca por formigas (McClearn et al. 1994), além da tendência de capturar animais adultos (Boonstra & Krebs 1978). Entretanto nos trópicos o uso de outros tipos de armadilhas, como as armadilhas de queda que não dependem de iscas, é recente, e poucos trabalhos nesta região avaliaram a eficiência destas armadilhas em relação a métodos tradicionais para estimativas da abundância e riqueza da comunidade de pequenos mamíferos (Laurance 1992; Maddock 1992; Lyra-Jorge & Pivello 2001; Voss et al. 2001; Hice & Schmidly 2002). Além disso, ainda não há na literatura estudos que tenham testado se, apesar de possíveis diferenças de eficiência, as amostragens com armadilhas de queda e armadilhas tradicionais forneceriam resultados congruentes em relação à variação destes parâmetros importantes da comunidade de pequenos mamíferos entre diferentes áreas. A existência de congruência sugeriria que, apesar de poder haver diferenças absolutas entre os métodos, as diferenças relativas entre sítios de amostragem seriam proporcionais. Desta forma, comparações entre comunidades de sítios distintos, obtidas

com métodos diferentes, seriam válidas e levariam a resultados semelhantes. Entretanto, estudos que permitam testar a eficiência e principalmente a congruência de parâmetros da comunidade obtidos com diferentes tipos de armadilhas são raros, pois dependem de amostragens com réplicas espaciais, esforço amostral padronizado e uso dos diferentes tipos de armadilhas nos mesmos sítios de estudo.

A perda e fragmentação de habitats são, em conjunto, os principais responsáveis pela perda da biodiversidade (Turner 1996). Mais da metade do número total de espécies do planeta concentra-se em florestas tropicais (Wilson 1988), porém estes ecossistemas estão entre os mais ameaçados pelo avanço das atividades humanas (Laurance & Bierregaard 1997). No Brasil, a Mata Atlântica é um dos biomas mais severamente afetados pela destruição do habitat, restando somente cerca de 8% da cobertura original da floresta (SOS Mata Atlântica/INPE 2002; Galindo-Leal & Câmara 2005), distribuídos em pequenos fragmentos florestais inseridos em paisagens urbanas e rurais (Tabarelli et al. 2005) e compostos em sua maioria por florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração (Viana & Tabanez 1996). Portanto, a manutenção da alta riqueza de espécies e do grau elevado de endemismo da Mata Atlântica (Conservation International do Brasil et al. 2001) depende atualmente de estratégias de conservação que considerem os remanescentes florestais inseridos em paisagens fragmentadas.

Sabe-se que a fragmentação de habitat leva a perda de diversidade em florestas neotropicais (Laurance & Bierregaard 1997; Tabarelli et al. 1999; Chiarello 2000; Metzger 2000; Bierregaard et al. 2001; Ribon et al. 2003; De Castro & Fernandez 2004; Pardini et al. 2005; Rambaldi & Oliveira 2005; Uezu et al. 2005). Entretanto, a fragmentação de habitat, em seu sentido mais amplo, inclui tanto a perda de habitat, quanto a subdivisão de áreas de habitat e as conseqüentes mudanças na configuração espacial das mesmas (Fahrig 2003). Enquanto a redução do tamanho de habitat em paisagens fragmentadas leva a decréscimos na riqueza de forma relativamente conhecida (Gurd et al. 2001; Summerville & Crist 2001; Steffan-Dewenter et al. 2002; Fahrig 2003), os efeitos da subdivisão de habitats naturais contínuos e das mudanças na configuração espacial dos mesmos não são bem compreendidos (Villard et al. 1999; Fahrig 2003; Franken & Hik 2004; Develey & Metzger no prelo), especialmente nos trópicos (Fahrig 2003).

Os processos de perda e fragmentação de habitat, que ocorrem simultaneamente com a destruição dos habitats em paisagens reais, levam a mudanças em características da estrutura da paisagem como a conectividade, definida como a capacidade da paisagem de facilitar movimentos de organismos ou fluxo de genes (Tischendorf & Fahrig 2000). A presença de corredores, assim como a qualidade e permeabilidade dos habitats alterados do entorno dos remanescentes, influencia a conectividade funcional de uma paisagem, que é o grau de coesão entre populações de diferentes remanescentes. Os corredores foram alvo de variados estudos (Gonzalez et al. 1998; Aars & Ims 1999; Mech & Hallet 2001; Tewksbury et al. 2002; Haddad et al. 2003; Pardini et al. 2005; entre outros) e são frequentemente mencionados como estratégia de conservação. Por outro lado, a matriz, conjunto de ambientes alterados que envolvem os remanescentes de habitat em paisagens alteradas pelo homem, recebeu menos atenção devido ao fato de ter sido considerada como inóspita e homogênea pelos principais paradigmas que basearam os estudos iniciais em paisagens fragmentadas, as teorias de Biogeografia de Ilhas e Metapopulações (Ricketts 2001; Vandermeer & Carvajal 2001; Jules & Shahani 2003).

Entretanto, estudos mais recentes demonstram que a matriz funciona como um mosaico de unidades com diferentes graus de permeabilidade ao deslocamento ou à ocorrência de diferentes espécies (Pither & Taylor 1998; Hokit et al. 1999; Ricketts 2001). Além disso, a matriz pode atuar de forma complementar (Hudgens & Haddad 2003) ou sinérgica (Baum et al. 2004) aos corredores. A tolerância à matriz é considerada como um atributo ecológico chave para a manutenção das espécies em paisagens fragmentadas (Henle et al. 2004), e vários trabalhos realizados nos trópicos com diferentes grupos animais têm demonstrado que a habilidade de dispersar ou ocupar a matriz está negativamente relacionada à vulnerabilidade das espécies à fragmentação (Laurance 1991; Gascon et al. 1999; Davies et al. 2000; Renjifo 2001; De Castro & Fernandez 2004; Antongiovanni & Metzger 2005). Por outro lado, teoricamente, a proporção da paisagem coberta por ambientes alterados controla a propagação de distúrbios (Turner et al. 1989) e a matriz pode ser a fonte de perturbações como o fogo e favorecer o estabelecimento de espécies generalistas ou invasoras (Janzen 1986; Rolstad 1991), que podem penetrar em habitats de espécies nativas e causar impactos (Ganzhorn 2003).

Desta forma, é fundamental para o manejo e conservação de paisagens fragmentadas que se conheça os impactos, efeitos e relações dos ambientes da matriz sobre os remanescentes de habitat, especialmente nos trópicos e em particular no Brasil, onde a expansão de novas fronteiras agrícolas e urbanas ocorre de forma desordenada e não-planejada sobre as florestas remanescentes. Este tipo de informação depende de dados sobre a distribuição das espécies nos diferentes tipos de habitat da matriz, os quais, para florestas tropicais, encontram-se esparsos na literatura (Estrada et al. 1997; Gascon et al. 1999; Medellín et al. 2000; Renjifo 2001; Daily et al. 2003; Ganzhorn 2003; Petit & Petit 2003; Lindenmayer & Hobbs 2004), especialmente no caso da Mata Atlântica (Stallings 1989; Feliciano et al. 2002; Gheler-Costa et al. 2002; Pardini 2004). Assim, embora abordagens que considerem o mosaico de habitats pareçam ser muito importantes para a compreensão das respostas das espécies em paisagens fragmentadas, faltam muitas vezes informações básicas sobre como as espécies respondem aos diferentes ambientes antropogênicos presentes em paisagens alteradas, principalmente nas regiões tropicais.

Torna-se clara, portanto, a necessidade de estudos empíricos com dados coletados de forma padronizada nos diferentes ambientes da matriz, que descrevam a distribuição e abundância das espécies nos ambientes do mosaico e que utilizem estas informações para investigar a influência da estrutura da paisagem sobre a ocorrência e diversidade das espécies, ou sobre a estrutura de populações e comunidades em remanescentes de paisagens fragmentadas. De fato, a maioria dos estudos realizados até o momento sobre a influência da estrutura da paisagem sobre a ocorrência ou abundância das espécies quantifica a área de habitat como a área dos remanescentes e a conectividade, em função de distâncias lineares entre remanescentes (Moilanen & Nieminen 2002; Bender et al. 2003; Tischendorf et al. 2003). A não-inclusão da qualidade ou permeabilidade da matriz parece ser o motivo pelo qual estas métricas da estrutura da paisagem têm apresentado pequeno poder explanatório sobre a distribuição, riqueza ou abundância das espécies (Moilanen & Nieminen 2002; Bender et al. 2003; Tischendorf et al. 2003). Não foram encontrados estudos nos trópicos que quantifiquem a conectividade de paisagens fragmentadas considerando a qualidade da matriz, com base em dados empíricos sobre a distribuição das espécies nos diferentes habitats do mosaico.

Os resultados desta dissertação contribuem para o objetivo geral do projeto temático “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo - Projeto Biota/Caucaia” (FAPESP 99/05123-4), coordenado pelo Prof. Dr. Jean Paul Metzger do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, o qual teve como objetivo geral o estudo dos efeitos da fragmentação de habitat sobre diferentes comunidades e processos ecológicos na região de Mata Atlântica de Caucaia do Alto, Estado de São Paulo.

A dissertação está dividida em três capítulos e duas abordagens principais. A primeira delas, que abrange um capítulo, utilizou dados coletados por mim e outros pesquisadores com o objetivo de testar o uso de uma metodologia de captura de pequenos mamíferos relativamente nova e pouco utilizada até este momento nos trópicos, comparando a sua eficiência e congruência com a da metodologia mais tradicional de coleta de dados sobre estes animais (capítulo 2). A segunda abordagem, que engloba dois capítulos, corresponde à descrição e comparação do uso, pelos pequenos mamíferos, dos ambientes alterados que envolvem os remanescentes de floresta (capítulo 3) e à utilização deste tipo de informação para o estudo da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies em paisagens fragmentadas (capítulo 4). Para tanto, amostramos a comunidade de pequenos mamíferos usando armadilhas Sherman em seis sítios localizados na floresta contínua da Reserva do Morro Grande (10.000ha), e em 36 sítios da paisagem fragmentada adjacente à Reserva, localizados em 20 fragmentos florestais (2-276 ha) e nos quatro tipos de habitats antropogênicos predominantes da matriz. Dados de amostragem com armadilhas de queda foram obtidos de trabalhos anteriores realizados nos mesmos sítios e vinculados também ao mesmo Projeto Temático (FAPESP 01/13309-2, 02/02125-0, 02/02126-7 e 04/04959-1).

Na primeira abordagem, os objetivos específicos deste trabalho foram:

- 1) avaliar a eficiência entre a captura de pequenos mamíferos com armadilhas Sherman e com armadilhas de queda grandes (60 l), comparando os valores de riqueza e abundância da comunidade obtidos a partir do uso dos dois tipos de armadilha em 26 sítios de estudo;

- 2) analisar a congruência entre os dois métodos, testando a correlação dos valores de riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos obtidos com os dois tipos de armadilhas entre os 26 sítios de estudo;

3) investigar se há diferença entre os métodos quanto aos pesos das espécies e dos indivíduos capturados; e

4) analisar a influência de variáveis climáticas no número de capturas diárias em armadilhas de queda.

Na segunda abordagem, os objetivos específicos deste trabalho foram:

1) descrever e comparar a distribuição das espécies e a composição e diversidade das comunidades de pequenos mamíferos entre remanescentes de Mata Atlântica (fragmentos e floresta contínua) e os tipos predominantes de matriz adjacente (plantação de eucalipto, vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração, área de agricultura e área rural com construções);

2) investigar a influência da estrutura da paisagem (quantidade de habitat, conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado e conectividade baseada na somatória da área de remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat) sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos em 20 remanescentes de floresta;

3) investigar se métricas da estrutura da paisagem que incorporam a variação na qualidade dos diferentes ambientes da matriz têm maior poder explanatório sobre a distribuição destas espécies em comparação àquelas que consideram apenas a floresta nativa como habitat; e

4) investigar como a resposta das espécies à estrutura da paisagem varia conforme a escala espacial utilizada.

BIBLIOGRAFIA CITADA

1. AARS, J., & R. A. IMS. 1999. The effects of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. *Ecology* 80:1648-1655.
2. ADLER, G. H., & T. D. LAMBERT. 1997. Ecological correlates of trap response of a Neotropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*. *Journal of Tropical Ecology* 13:59-68.
3. ANTONGIOVANNI, M., & J. P. METZGER. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-451.

4. BAUM, K. A., K. J. HAYNES, F. P. DILLEMUTH, & J. T. CRONIN. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85:2671-2676.
5. BENDER, D. J., L. TISCHENDORF, & L. FAHRIG. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39.
6. BIERREGAARD, JR R. O., C. GASCON, T. E. LOVEJOY, & A. DOS SANTOS. (EDS). 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press.
7. BOONSTRA, R., & C. J. KREBS. 1978. Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. *Journal of Mammalogy* 59:136-148.
8. CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14:1649-1657.
9. CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO & SEMAD – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. 2001. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação do biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF. Brasília.
10. COSTA, L. P., Y. L. R. LEITE, & S. L. MENDES, A. D. DITCHFIELD. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19:672-679.
11. DAILY, G. C., G. CEBALLOS, J. PACHECO, G. SUZÁN, & A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17:1814-1826.
12. DAVIES, K. F., C. R. MARGULES, & J. F. LAWRENCE. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81:1450-1461.
13. DE CASTRO, E. B. V., & F. A. S. FERNANDEZ. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73-80.
14. DEVELEY, P. F., & J. P. METZGER. 2005. Birds in Atlantic forest landscapes: effects of forest cover and configuration. *In: Emerging threats to tropical forests*

- (LAURANCE, W., PERES, C., EDS.). University of Chicago Press, Chicago, no prelo.
15. ESTRADA, A., R. COATES-ESTRADA, & D. A. MERITT, JR. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.
 16. FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review on Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
 17. FELICIANO, B. R., F. A. S. FERNANDEZ, D. DE FREITAS, & M. S. L. FIGUEIREDO. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67:304-314.
 18. FONSECA, G. A. B., G. HERRMANN, Y.L.R. LEITE, R. A. MITTERMEIER, A. B. RYLANDS, & J. L. PATTON. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
 19. FRANKEN, R. J., & D. S. HIK. 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology* 73:889-896.
 20. GALINDO-LEAL, C., & I. G. CÂMARA. (EDS.). 2005. O status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica – Belo Horizonte: Conservação Internacional.
 21. GANZHORN, J. U. 2003. Effects of introduced *Rattus rattus* on endemic small mammals in dry deciduous forest fragments of western Madagascar. *Animal Conservation* 6:147-157.
 22. GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD, J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, & S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
 23. GHELIER-COSTA, C., L. M. VERDADE, & A. F. DE ALMEIDA. 2002. Mamíferos não-voadores do campus Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19:203-214.
 24. GONZALEZ, A., J. H. LAWTON, F. S. GILBERT, T. M. BLACKBURN, I. EVANS-FREKE. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science* 281:2045-2047.

25. GURD, D. B., T. D. NUDDS, & D. H. RIVARD. 2001. Conservation of mammals in Eastern North American wildlife reserves: How small is too small? *Conservation Biology* 15:1355-1363.
26. HADDAD, N. M., D. R. BOWNE, A. CUNNINGHAM, B. J. DANIELSON, D. J. LEVEY, S. SARGENT, & T. SPIRA. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615.
27. HENLE, K., K.F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES, & J. SETTELE. 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.
28. HICE, C. L., & D. SCHMIDLY. 2002. The effectiveness of pitfall traps for sampling small mammals in the Amazon basin. *Mastozoología Neotropical/ Journal of Neotropical Mammalogy* 9:85-89.
29. HOKIT, D. G., B. M. STITH, & L. C. BRANCH. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9:124-134.
30. HUDGENS, B. R., & N. M. HADDAD. 2003. Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. *The American Naturalist* 161:808-820.
31. JANZEN, D. H. 1986. The eternal external threat. Pp. 286-303 *In: Conservation biology: the science of scarcity and diversity.* (M. E. SOULE, ED.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
32. JULES, E., & P. SHAHANI. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14:459-464.
33. LAURANCE, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5:79-89.
34. LAURANCE, W. F. 1992. Abundance estimates of small mammals in Australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. *Wildlife Research* 19:651-655.
35. LAURANCE, W. F., & R. O. BIERREGAARD. (EDS.). 1997. *Tropical forest remnants.* The University of Chicago Press, Chicago and London.
36. LINDENMAYER, D. B., & R. J. HOBBS. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. *Biological Conservation* 119:151-168.

37. LYRA-JORGE, M. C., & V. R. PIVELLO. 2001. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. *Mammalia* 65:524-530.
38. MAC CLEARN, D., J. KOHLER, K. J. MAC GOWAN, E. CEDREÑO, L. G. CARBONE, & D. MILLER. 1994. Arboreal and terrestrial mammal trapping on Gigante Peninsula, Barro Colorado Nature Monument, Panama. *Biotropica* 26:208-213.
39. MADDOCK, A. H. 1992. Comparison of two methods for trapping rodents and shrews. *Israel Journal of Zoology* 38:333-340.
40. MECH, S. G., & J. G. HALLET. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15:467-474.
41. MEDELLÍN, R. A., M. EQUIHUA, & M. AMIN. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675.
42. METZGER, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10:1147-1161.
43. MOILANEN, A., & M. NIEMINEN. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83:1131-1145.
44. PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586.
45. PARDINI, R., S. M. DE SOUZA, R. BRAGA-NETO, & J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.
46. PETIT, L. J., & D. R. PETIT. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17:687-694.
47. PITHER, J., & P. D. TAYLOR. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83:166-174.
48. RAMBALDI, D. M., & D. A. S. OLIVEIRA. (EDS). 2005. *Fragmentação de Ecosistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. MMA/SBF, Brasília.
49. RENJIFO, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11: 14-31.

50. RIBON, R., J. E. SIMON, & G. T. DE MATTOS. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17:1827-1839.
51. RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes *American Naturalist* 158:87-99.
52. ROLSTAD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:149-163.
53. SOS MATA ATLÂNTICA, & INPE. 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto de Nacional de Pesquisas Espaciais e Instituto Socioambiental.
54. STALLINGS, J. R. 1989. Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. *Bulletin Florida State Museum, Biological Sciences* 34: 153-200.
55. STEFFAN-DEWENTER, I., U. MÜNZENBERG, C. BÜRGER, C. THIES, & T. TSCHARNTKE. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83:1421-1432.
56. SUMMERVILLE, K.S., & T. O. CRIST. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82:1360-1370.
57. TABARELLI, M., W. MANTOVANI, & C. A PERES. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119-127.
58. TABARELLI, M., L. P. PINTO, J. M. C. SILVA, M. M. HIROTA, & L. C. BEDÊ. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 19:672-679.
59. TEWKSBURY, J. J., D. J. LEVEY, N. M. HADDAD, S. SARGENT, J. L. ORROCK, A. WELDON, B. J. DANIELSON, DANIELSON, J. DANIELSON, E. I. DAMSCHEN, & P. TOWNSEND. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:12923-12926.
60. TISCHENDORF, L., & L. FAHRIG. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7-19.

61. TISCHENDORF, L., D. J. BENDER, & L. FAHRIG. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18:41-50.
62. TURNER, M. G., R. H. GARDNER, V. H. DALE, & R. V. O'NEILL. 1989. Predicting the spread of disturbance in heterogeneous landscapes. *Oikos* 55:121-129.
63. TURNER, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-209.
64. UEZU, A., J. P. METZGER, & J. M. E. VIELLIARD. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
65. VANDERMEER, J., & C. CARVAJAL. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158:211-220.
66. VIANA, V. M., & A. J. TABANEZ. 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. Pp. 151–167 in *Forest patches in tropical landscapes* (SCHELHAS J., GREENBERG, R., EDS.). Island Press, Washington.
67. VILLARD, M-A., M. K. TRZCINSKI, & G. MERRIAM. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13:774-783.
68. VOSS, R. S., D. P. LUNDE, & N. B. SIMMONS. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: A neotropical lowland rainforest fauna - part 2. Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 263:3-236.
69. WILSON, E. O. (ED.). 1988. *Biodiversity*. Academic Press, Washington, D. C.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE ARMADILHAS DE QUEDA PARA AMOSTRAGEM DE PEQUENOS MAMÍFEROS NOS NEOTRÓPICOS

Manuscrito em português da versão submetida à
Journal of Mammalogy
Data de envio: 29/08/2005

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE ARMADILHAS DE QUEDA PARA AMOSTRAGEM DE PEQUENOS MAMÍFEROS NOS NEOTRÓPICOS

FABIANA UMETSU ^a, LAURA NAXARA ^b E RENATA PARDINI ^b

^a – *Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão – travessa 14, 101 CEP-05508-900, São Paulo, SP, Brasil*

^b – *Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão – travessa 14, 101 CEP-05508-900, São Paulo, São Paulo, Brasil*

Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics

ABSTRACT - In temperate regions, pitfall traps have been shown to be essential for the capture of small mammals from the Order Insectivora and to be important to complement the sampling that results from the use of traditional life traps. In tropical regions, however, the use of pitfall traps is recent and restricted to few studies. Using standardized small mammal surveys at 26 Atlantic forest sites, here we evaluate the efficiency (t-tests for dependent samples of the richness and abundance in the 26 sites) and the congruence (correlation tests of the richness and abundance among the 26 sites), and compare the weight of captured species and individuals (t-tests and Mann-Whitney tests, respectively) between pitfalls and Sherman traps. From monthly captures in one of the 26 sites, we also investigate the effects of climatic variables on daily capture success of pitfalls. Pitfalls were clearly more efficient than Sherman traps. In total, pitfalls captured 29 species, of which 16 were exclusively captured with this method, mostly represented by rare species, while Sherman traps captured 14 species, of which just one was not captured with pitfall traps. Compared to Sherman traps, pitfalls captured per site three times the number of species, two times the number of individuals and a significant higher number of individuals of seven species. Despite differences in sampling efficiency, positive correlations suggest that at least coarse scale variations among sites for several assemblage parameters are congruent between the two methods. There were no differences in the weight of captured species among the two methods, although Sherman traps tended to capture adult individuals, while pitfalls captured

individuals in a larger range of weight or tended to capture juveniles. Daily number of captures increased with increasing precipitation and minimum temperature, suggesting that the rainy season is the best time of the year for surveying small mammals using pitfall traps. Our results suggest that the inclusion of pitfall traps is essential for (1) surveying the composition and richness of small mammal communities in the tropics, allowing an increase of two thirds of the local richness and half of the total richness, represented by several rare and semi-fossorial species, which are not efficiently captured by traditional life traps, and (2) for demographic studies, allowing the inclusion of juveniles in this type of work.

Key words: Atlantic Forest, Climatic variables, Communities, Efficiency and congruence between capture methods, Pitfall traps, Sherman traps, Small mammals. Weight of species and individuals

RESUMO - Armadilhas de queda têm se mostrado essenciais para a captura de pequenos mamíferos da Ordem Insectivora e, no caso de outros grupos de pequenos mamíferos em florestas temperadas, são importantes para complementar a amostragem feita com armadilhas tradicionais. Porém, nas regiões tropicais, o uso destas armadilhas é recente e restrito a poucos estudos. Utilizando os resultados de amostragens padronizadas de pequenos mamíferos em 26 sítios de Mata Atlântica com armadilhas Sherman e armadilhas de queda, comparamos a eficiência (testes-t pareados da riqueza e abundância nos 26 sítios), a congruência (testes de correlação da riqueza e abundância entre os 26 sítios), e o peso corporal das espécies e dos indivíduos capturados (teste t e teste de Mann-Whitney, respectivamente) entre os dois métodos de captura. Por último, a partir de amostragens mensais em um sítio, investigamos a influência de variáveis climáticas no número de capturas diárias em armadilhas de queda. Armadilhas de queda foram mais eficientes, capturando 16 espécies exclusivas e 29 espécies no total. Em média por sítio de estudo, as armadilhas de queda capturaram cerca de três vezes o número de espécies, mais que o dobro do número de indivíduos da comunidade, além de um maior número de indivíduos de sete espécies, em comparação às armadilhas Sherman. Já estas capturaram apenas uma espécie exclusiva, 14 espécies no total e nenhuma espécie foi significativamente mais capturada com este método. Apesar de haver diferenças de eficiência entre os dois métodos, as correlações positivas e

significativas para diversas variáveis da comunidade demonstram a existência de congruência nos resultados das capturas obtidas com os dois métodos nos 26 sítios de estudo. Não houve diferença no peso das espécies capturadas entre os dois métodos, entretanto armadilhas Sherman tendem a selecionar indivíduos adultos, enquanto armadilhas de queda geralmente capturam indivíduos em um intervalo maior de peso, ou tendem a capturar indivíduos jovens. O número de capturas diárias em armadilhas de queda aumentou com o aumento de precipitação e da temperatura mínima, sugerindo que a melhor época para levantamentos com essas armadilhas nos Trópicos é a estação chuvosa. Os resultados sugerem que a inclusão do método de armadilhas de queda seja fundamental para 1) o levantamento da composição e riqueza das comunidades de pequenos mamíferos tropicais, permitindo a adição de até dois terços da riqueza por sítio e de metade da riqueza total, representados por muitas espécies pouco abundantes e por espécies semi-fossoriais ou espécies que se locomovem ao longo de obstáculos, trilhas, ou principalmente por sentidos não-visuais, as quais não são amostradas eficientemente com armadilhas tradicionais e 2) estudos demográficos, permitindo a inclusão das faixas etárias mais jovens nestes trabalhos.

Palavras-chave: Armadilha de queda, Armadilha Sherman, Comunidades, Eficiência e congruência entre métodos de captura, Mata Atlântica, Pequenos mamíferos, Peso do indivíduo e da espécie, Variáveis climáticas

INTRODUÇÃO

Principalmente em regiões tropicais, onde a riqueza de espécies é muito alta e, portanto, onde a probabilidade de encontro de novas espécies e de novos registros locais é grande, amostragens que incluam o maior número possível de espécies são extremamente necessárias. Há indícios de que o uso de armadilhas de queda possibilita a amostragem de um conjunto de espécies de pequenos mamíferos das regiões tropicais que não é adequadamente amostrado ou está ausente de registros com armadilhas do tipo gaiola, tradicionalmente utilizadas, revelando a grande importância de diversas espécies anteriormente creditadas como raras (Hice & Schmidly 2002). Entre estas, estão espécies de hábito semi-fossorial, ou espécies que se locomovem caracteristicamente em túneis, em trilhas, ao longo de obstáculos, ou principalmente por

sentidos não-visuais, encontradas entre os marsupiais Didelphidae, característicos dos Neotrópicos, e entre os roedores. Além do incremento no número de espécies amostradas, é provável que as armadilhas de queda, por não dependerem da atração do animal a uma isca, não apresentem alguns dos problemas observados com as armadilhas do tipo gaiola, como a influência da disponibilidade de alimento nas taxas de captura (Adler & Lambert 1997), preferência das espécies por tipos de isca (Laurance 1992), a remoção de isca por formigas (McClearn et al. 1994), além da tendência de capturar animais adultos (Boonstra & Krebs 1978).

Em países temperados da América do Norte e da Europa, as armadilhas de queda são usadas há várias décadas em estudos com pequenos mamíferos, capturando com sucesso espécies de hábitos semi-fossoriais, ou espécies que se deslocam ao longo de obstáculos, trilhas, ou se orientam principalmente por sentidos não-visuais, como as pertencentes à Ordem Insectivora (Moore 1949; Spencer & Pettus 1966; Williams & Braun 1983; Bury & Corn 1987; Mengak & Guynn 1987; Jones et al. 1996), e em estudos com a herpetofauna (Gibbons & Bennett 1974; Williams & Braun 1983; Bury & Corn 1987; Mengak & Guynn 1987; Corn 1994).

Nas regiões tropicais, os primeiros estudos empregando armadilhas de queda são mais recentes, tanto para amostragens da herpetofauna (Raxworthy & Nussbaum 1994; Conroy 1999; Martins & Oliveira 1999; Cechin & Martins 2000; Enge 2001) quanto para a amostragem de pequenos mamíferos. Por exemplo, no Brasil, estudos com pequenos mamíferos tradicionalmente utilizam armadilhas Sherman ou do tipo gaiola (Tomahawk) (Stallings 1989; Fonseca & Robinson 1990; Olmos 1991; Cerqueira et al. 1993; Bergallo 1994; Bonvicino et al. 1997; Malcolm 1997; Bergallo & Magnusson 1999; Grelle 2003; Vieira & Monteiro-Filho 2003; De Castro & Fernandez 2004). A aplicação de armadilhas de queda em amostragens da comunidade de pequenos mamíferos tropicais está restrita a poucos estudos, localizados na África (Maddock 1992; Stephenson 1993; Raxworthy & Nussbaum 1994; Stephenson et al. 1994; Goodman & Rakotonravony 2000), na Austrália (Laurance 1992), e nos seguintes biomas na América do Sul: Mata Atlântica (Pardini 2004; Pardini et al. 2005), Cerrado (Jorge-Lyra & Pivello 2001; Carmignotto 2005) e Floresta Amazônica (Voss et al. 2001; Hice & Schmidly 2002).

Poucos destes trabalhos nos trópicos avaliaram a eficiência das armadilhas de queda em relação a métodos tradicionais (Laurance 1992; Maddock 1992; Lyra-Jorge &

Pivello 2001; Voss et al. 2001; Hice & Schmidly 2002). Além disso, a grande maioria destes utilizou armadilhas de queda pequenas (35 l ou menos), que devem deixar escapar espécies de maior porte e de maior capacidade de salto, como ocorre para a herpetofauna (Corn 1994; Cechin & Martins 2000). Nossos objetivos neste trabalho são: 1) avaliar a eficiência entre a captura de pequenos mamíferos com armadilhas Sherman e com armadilhas de queda grandes (60 l), comparando os valores de riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos obtidos a partir do uso dos dois tipos de armadilha em 26 sítios de estudo em uma região de Mata Atlântica no Brasil; 2) analisar a congruência entre os dois métodos, testando a correlação dos valores de riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos obtidos com os dois tipos de armadilhas nos 26 sítios de estudo; 3) investigar se há diferença entre os métodos para os pesos das espécies e dos indivíduos capturados e 4) analisar a influência de variáveis climáticas no número de capturas diárias em armadilhas de queda.

MATERIAL E MÉTODOS

Área e sítios de estudo

A região de estudo (Caucaia do Alto) localiza-se no Planalto Cristalino de Ibiúna nos municípios de Cotia e Ibiúna, Estado de São Paulo, Brasil (23°35'S - 23°50'S; 46°45'W - 47°15'W). A altitude varia de 850 a 1100 m (Ross & Moroz 1997). O clima é do tipo Cwa, i. e. temperado chuvoso (Köppen 1948), com a média da temperatura máxima sendo de 27°C e a média da temperatura mínima, de 11°C. A precipitação é de 1.300-1.400 mm/ano e é sazonalmente variável, com os meses mais frios e secos indo de abril a agosto. A vegetação é do tipo Floresta Ombrófila Densa Montana (Oliveira-Filho & Fontes 2000). A região de estudo contém a Reserva Florestal do Morro Grande (23°39'S - 23°48'S; 46°47'W - 47°55'W) com 9.400 ha contínuos de Mata Atlântica, em sua maioria secundária e, à sudoeste da Reserva, uma paisagem fragmentada de 10.000ha, com 31% cobertos por floresta. Os 26 sítios de estudo (Figura 1) estão localizados em floresta nativa a partir do estágio intermediário de regeneração, sendo seis deles localizados na Reserva Florestal do Morro Grande, cinco em fragmentos grandes (entre 50 e 275 ha), oito em fragmentos médios (entre 10 e 40 ha) e sete em fragmentos pequenos (menos de 5 ha). A seleção dos sítios de estudo foi feita visando o estudo dos efeitos da fragmentação de habitat sobre a comunidade de

pequenos mamíferos e uma descrição do procedimento de seleção dos sítios pode ser encontrada em Umetsu & Pardini (submetido) e Pardini et al. (2005).

Coleta de dados

As amostragens de pequenos mamíferos foram realizadas entre 2002 e 2005 utilizando armadilhas de queda e Sherman nos 26 sítios de estudo de Caucaia do Alto.

Na amostragem com armadilhas de queda, em cada um dos 26 sítios foram instalados 11 baldes de 60 l, um a cada 10 m, conectados por cercas-guia (com 50 cm de altura), resultando em uma série em linha de 100 m de extensão. Foram realizadas quatro sessões de captura de oito dias cada para cada sítio, duas entre janeiro e fevereiro de 2002, e duas um ano depois, entre dezembro de 2002 e janeiro de 2003. Durante essas sessões, 13 sítios foram amostrados simultaneamente e os 26 sítios no período de 16 dias. No total, foram realizados 32 dias de amostragem com um esforço de 352 armadilhas-noite para cada sítio e 9.152 armadilhas-noite em Caucaia do Alto.

A partir de agosto de 2004, em um dos sítios de floresta madura da Reserva Florestal do Morro Grande (Figura 1), foram estabelecidas 25 estações de captura com distância de 150 metros uma da outra, formando uma grade de 36 ha. Cada estação de captura continha duas armadilhas de queda de 60 l, a quatro metros de distância uma da outra. De cada armadilha partiam três cercas-guia de quatro metros de comprimento a ângulos de aproximadamente 120°, uma das quais era compartilhada entre as duas armadilhas, conectando-as. As armadilhas ficaram abertas durante seis dias por mês durante sete meses, entre agosto de 2004 e fevereiro de 2005, totalizando 42 dias de amostragem. Durante estes dias, foram tomados dados de temperatura mínima e máxima e precipitação referentes às 24 horas anteriores à checagem das armadilhas de queda, através de termômetro de máxima e mínima e pluviômetro instalados no local.

Na amostragem com armadilhas Sherman, em cada um dos 26 sítios foram estabelecidas duas linhas paralelas de 165 m, distantes 20 m uma da outra. Cada linha continha 12 estações separadas por 15 m de distância, totalizando 24 estações. Uma das linhas se sobrepunha à linha de 100 m de armadilhas de queda. Em cada estação, foram dispostas duas armadilhas Sherman, uma grande (37.5 x 10 x 12cm) e uma pequena (23 x 7.5 x 8.5 cm), totalizando 48 armadilhas por sítio. As armadilhas em cada estação foram colocadas a duas alturas, no chão e a cerca de 1.0 m de altura no sub-bosque, e a altura das armadilhas grandes e pequenas foi alternada entre estações adjacentes. No

total, foram realizadas três sessões de captura de sete dias cada para cada sítio, uma em julho de 2003, outra em outubro de 2003 e a última em abril de 2004, totalizando 21 dias de captura e 1.008 armadilhas-noite por sítio, e 26.208 armadilhas-noite em Caucaia do Alto. Durante as sessões de captura, seis a sete sítios foram amostrados simultaneamente e o total dos 26 sítios foi amostrado dentro de um período de um mês. As armadilhas foram iscadas com banana e uma mistura de creme de amendoim, fubá e sardinha.

Parte dos indivíduos capturados foi coletada para determinação do número cromossômico, identificação das espécies e formação de uma coleção de referência, e os demais foram marcados com brincos metálicos numerados (Fish and small animal tag-size 1- National Band and Tag Co., Newport, Kentucky) e soltos. Os espécimes coletados serão depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. A forma de captura e o manuseio das espécies estão de acordo com as recomendações publicadas pela American Society of Mammalogists Animal Care and Use Committee (1998).

Análise dos dados

Para cada um dos métodos de captura e para cada um dos sítios de amostragem, considerando o total obtido nas três sessões de captura com armadilhas Sherman ou nas quatro sessões de captura com armadilhas de queda, foi calculada a abundância (número de indivíduos) para a comunidade como um todo, para as espécies, para os grupos taxonômicos (roedores e marsupiais) e para os grupos com hábito de locomoção distintos (terrestres e escansoriais/arborícolas) e a riqueza da comunidade (número de espécies). A divisão das espécies em terrestres ou escansoriais/arborícolas segue a classificação de Fonseca et al. (1996), e Percequillo et al. (2004) para *Rhagomys rufescens* (Tabela 2). As exceções são *Oligoryzomys nigripes*, considerado como terrestre, já que foi capturado na maioria das vezes em armadilhas no chão, e *Oryzomys angouya*, considerado como escansorial, já que foi muitas vezes capturado por nós em armadilhas no sub-bosque.

Eficiência dos métodos de captura

Foram aplicados testes-t pareados para comparar o número de espécies e de indivíduos obtidos em cada sítio com cada um dos dois métodos.

Congruência entre métodos de captura

Análises de correlação de Pearson foram usadas para investigar a relação do número de indivíduos e de espécies de pequenos mamíferos capturados com armadilhas de queda e armadilhas Sherman entre os 26 sítios de estudo.

Comparação dos pesos das espécies e dos indivíduos capturados entre os métodos de captura

Utilizamos os valores de peso de cada espécie relacionados em Fonseca et al. (1996) para as 25 espécies com informações disponíveis (Tabela 1 e 2). Já para as cinco espécies restantes (*Akodon montensis*, *Monodelphis macae*, *Micoureus paraguayanus*, *Oxymycterus dasytrichus* e espécie não-descrita), o peso foi calculado a partir de medições em campo considerando-se a média entre os indivíduos adultos (Tabela 1 e 2). O peso foi medido em campo com pesolas adequadas, descartando-se as medições de indivíduos molhados após chuva. A comparação do peso das espécies entre métodos foi realizada através de um teste t para amostras independentes.

Para as oito espécies com pelo menos 15 indivíduos capturados com cada um dos métodos, comparamos o peso dos indivíduos entre os dois métodos com o teste de Mann-Whitney, já que a premissa de homogeneidade de variâncias não foi atendida.

Influência de variáveis climáticas no número de capturas diárias em armadilhas de queda

Com os dados obtidos no sítio de estudo da Reserva Florestal do Morro Grande onde foram realizadas sessões mensais de captura de pequenos mamíferos com armadilhas de queda, foram construídos modelos de regressão linear múltipla para investigar a relação de cada uma das variáveis dependentes da comunidade de pequenos mamíferos com as variáveis independentes de variação climática (precipitação e temperatura mínima e máxima). É importante ressaltar que o modelo criado por regressão linear múltipla considera todas as variáveis independentes, mas também mostra a correlação parcial de cada variável independente com a variável dependente. Portanto, a influência de cada variável independente pode ser analisada após controle da variação das outras variáveis inseridas no modelo.

RESULTADOS

Eficiência entre métodos de captura

No total, 30 espécies e 2.096 indivíduos de pequenos mamíferos foram capturados nos 26 sítios de Caucaia do Alto, sendo 29 espécies e 1.421 indivíduos capturados em armadilhas de queda e 14 espécies e 675 indivíduos, em armadilhas Sherman (Tabela 1 e 2), resultando em um maior sucesso de captura em armadilhas de queda (16.42%) que armadilhas Sherman (2.58%).

As armadilhas de queda capturaram um número significativamente maior de espécies, assim como de indivíduos da comunidade, de roedores, de marsupiais, de espécies terrestres e de espécies escansoriais/arborícolas (Tabela 3).

Das 14 espécies capturadas com armadilhas Sherman, apenas uma espécie (*Micoureus paraguayanus*) foi capturada exclusivamente com este tipo de armadilha, e *Oryzomys russatus* tendeu a ser mais capturado com armadilhas Sherman do que com armadilhas de queda (Tabela 1 e 2). Em contrapartida, das 29 espécies capturadas com as armadilhas de queda, 16 espécies foram capturadas exclusivamente com este método. Além disso, das 13 espécies capturadas com os dois métodos, mais da metade foi significativamente mais capturada com armadilhas de queda (*Delomys sublineatus*, *Juliomys pictipes*, *Monodelphis americana*, *Marmosops incanus*, *Oligoryzomys nigripes*, *Oryzomys angouya* e *Thaptomys nigrita* - Tabela 1 e 2). Todas as 15 espécies não-capturadas com armadilhas Sherman estavam entre as mais raramente capturadas em armadilhas de queda, com a exceção do roedor semi-fossorial *Brucepattersonius* aff. *soricinus*, que foi frequentemente capturado nas armadilhas de queda (Tabela 1 e 2 e Figura 2).

Congruência dos métodos de captura

As correlações entre as capturas de pequenos mamíferos com armadilhas de queda e com armadilhas Sherman foram positivas e significativas para a riqueza e para a abundância da comunidade, de roedores e de espécies terrestres (Tabela 4), porém não para a abundância de marsupiais e de espécies escansoriais/arborícolas.

Das 13 espécies capturadas em comum, foram analisadas oito espécies que apresentavam números de capturas suficientes com os dois métodos. Houve correlações significativas e positivas entre as capturas com os dois métodos para três espécies

terrestres e uma escansorial (*Akodon montensis*, *Delomys sublineatus*, *Oryzomys russatus* e *Marmosops incanus*), como mostra a Tabela 4.

Comparação dos pesos das espécies e dos indivíduos capturados entre os métodos de captura

O resultado do teste-t não mostrou diferença ($t = - 0.111$; $p = 0.912$) no peso médio das espécies capturadas com armadilha de queda ($X = 136.97$; $DP = 218.38$) e armadilha Sherman ($X = 145.36$; $DP = 257.44$). De fato, armadilhas Sherman capturaram todas as espécies que tiveram pelo menos 17 indivíduos obtidos nas armadilhas de queda, com exceção de uma espécie com características semi-fossoriais (*Brucepattersonius* aff. *soricinus*), havendo sobreposição total de amplitude de pesos de espécies entre os métodos (Figura 2). As espécies capturadas exclusivamente por armadilhas de queda estão também distribuídas uniformemente em praticamente toda a amplitude de variação de peso das espécies (Figura 2).

Não houve diferença significativa no peso dos indivíduos capturados entre os dois métodos para quatro das oito espécies analisadas (*Akodon montensis*, *Delomys sublineatus*, *Didelphis aurita* e *Gracilinanus microtarsus* - Figura 3, Tabela 5). Entretanto, para essas mesmas espécies, as armadilhas de queda capturaram indivíduos com uma variação maior de peso, como indica o desvio padrão maior para armadilhas de queda na Figura 3. Para as demais quatro espécies analisadas (*Oligoryzomys nigripes*, *Oryzomys angouya*, *O. russatus* e *Marmosops incanus*), as armadilhas Sherman capturaram indivíduos significativamente maiores do que as armadilhas de queda (Figura 3, Tabela 5).

Influência de variáveis climáticas no número de capturas diárias em armadilhas de queda

Durante os sete meses de amostragem no sítio de floresta madura da Reserva Florestal do Morro Grande com armadilhas de queda, foram capturados 376 indivíduos, pertencentes a 18 espécies de pequenos mamíferos, sendo 325 de roedores e 51 de marsupiais, 315 de hábito de locomoção terrestre e 61 de hábito de locomoção

arborícola/escansorial. Os valores de precipitação variaram de 0 a 50 mm, as temperaturas mínimas de 8 a 20°C, e as temperaturas máximas, de 16 a 32°C.

Os modelos de regressão linear múltipla considerando os valores diários de precipitação, temperatura mínima e máxima explicaram significativamente a variação do número de indivíduos capturados diariamente, tanto para a comunidade de pequenos mamíferos como um todo, como para os roedores, os marsupiais, as espécies terrestres e as espécies escansoriais/arborícolas (Tabela 6). Nestes modelos, entretanto, apenas uma das variáveis climáticas contribuiu significativamente, sendo que a precipitação influenciou positivamente o número de indivíduos da comunidade como um todo, de roedores e de terrestres, enquanto a temperatura mínima influenciou positivamente o número de indivíduos capturados de marsupiais e de forma quase significativa de arborícolas/escansoriais (Tabela 6).

DISCUSSÃO

Eficiência dos métodos de captura

Este estudo sugere que armadilhas de queda grandes são essenciais para a amostragem da comunidade de pequenos mamíferos em florestas tropicais. Comparadas às armadilhas Sherman, as armadilhas de queda de 60 l capturaram aproximadamente três vezes mais espécies e duas vezes mais indivíduos por sítio de amostragem, incluindo diversas espécies pouco abundantes e espécies de hábitos semi-fossoriais ou as que se orientam principalmente por sentidos não-visuais, raramente amostradas com outros tipos de armadilha.

As diferenças encontradas no número de espécies e de indivíduos entre os dois métodos são provavelmente devidas aos mecanismos de captura das duas armadilhas e não às diferenças entre os protocolos de amostragem. Tanto a área amostrada, como o número de armadilhas e o esforço empregado foram maiores para as armadilhas Sherman do que para as de queda (duas linhas de 165 m, 48 armadilhas e 1.008 armadilhas-noite para cada sítio com armadilhas Sherman, e uma linha de 100 m, 11 armadilhas e 352 armadilhas-noite para cada sítio com armadilhas de queda). De fato, muitos trabalhos mostraram alta taxa de captura de indivíduos nas armadilhas de queda em relação à Sherman ou similares, por exemplo na Floresta Amazônica (2.33% e 0.45% - Hice & Schmidly 2002), no Cerrado (12.73 % e 0.44% - Lyra-Jorge & Pivello

2001), em floresta na África (34.9% e 8.9% - Maddock 1992) e em floresta temperada nos EUA (9% e 0.8% - Williams & Braun 1983; 13.4% e 4.2% Bury & Corn 1987).

O mecanismo de captura das armadilhas de queda deve ser menos seletivo por duas razões principais. Em primeiro lugar, estas armadilhas não dependem da atração dos animais por uma isca (Sealander & James 1958; Williams & Braun 1983), capturando todos os indivíduos que eventualmente passem por onde a armadilha foi instalada. A probabilidade de que isso ocorra é aumentada pelas cercas-guia que direcionam os animais para as armadilhas. De fato, pequenos mamíferos são mais difíceis de serem capturados em armadilhas tradicionais em períodos de abundância de recursos alimentares, particularmente os roedores frugívoros e granívoros (Adler & Lambert 1997).

Em segundo lugar, ao contrário do que ocorre em armadilhas Shermans ou similares, a captura de um indivíduo em armadilha de queda não impede a captura de outros. Este estudo indica que o maior sucesso de captura de espécies nas armadilhas de queda deve-se principalmente a captura de espécies raras. Das 16 espécies capturadas exclusivamente com armadilhas de queda, 15 foram as mais raras na comunidade, apresentando 11 ou menos capturas. Outros estudos, apesar de não chamarem atenção para este fato, obtiveram resultado semelhante, sendo que as espécies capturadas exclusivamente com armadilhas de queda foram as mais raras, com menos de 11 indivíduos capturados (Briese & Smith 1974; Williams & Braun 1983; Carmignotto 2005). É possível que a ocupação das armadilhas do tipo Sherman pelas espécies abundantes leve a uma redução drástica da possibilidade de entrada de espécies mais raras, as quais perfazem uma grande parte da diversidade da comunidade de pequenos mamíferos, especialmente nos trópicos.

Entretanto, a eficiência das armadilhas de queda provavelmente depende do tamanho do balde empregado e de características das espécies, como capacidade de salto ou escalada. É sugerido na literatura que armadilhas de queda, independentemente do tamanho, capturem mais freqüentemente espécies de hábitos semi-fossoriais, ou espécies que se locomovem caracteristicamente em túneis, em trilhas, ao longo de obstáculos, ou que se orientam principalmente por sentidos não-visuais (Williams & Braun 1983; Maddock 1992). Neste estudo, a maior eficiência de armadilhas de queda para espécies com estes hábitos reflete-se no número maior de capturas de quatro espécies do gênero *Monodelphis* e de espécies dos gêneros *Thaptomys*, *Blarinomys*,

Brucepattersonius, *Bibimys* e *Oxymycterus*, que apresentam cauda relativamente curta, olhos ou orelhas pequenos ou garras fortes. É importante ressaltar que o uso de armadilhas de queda é a única forma de amostrar adequadamente estas espécies, sendo que muitas delas se revelaram abundantes por este método, porém pouco capturadas ou ausentes em amostragens com armadilhas convencionais. Mesmo utilizando baldes menores, outros estudos também capturaram mais eficientemente do que armadilhas tradicionais espécies dos gêneros *Monodelphis* e *Scolomys* na Amazônia (baldes de 20 l - Hice & Schmidly 2002) e espécies dos gêneros *Monodelphis*, *Thaptomys* e *Blarinomys* (baldes de 35 l - Pardini 2001) e *Monodelphis* e *Blarinomys* (Da Silva 2001) na Mata Atlântica, além de várias espécies da Ordem Insectivora na América do Norte, Europa e África (Briese & Smith 1974; Williams & Braun 1983; Bury & Corn 1987; Mengak & Guynn 1987; Maddock 1992; Kalko & Handley 1993).

Por outro lado, espécies de maior porte (Briese & Smith 1974; Laurance 1992; Maddock 1992; Lyra-Jorge & Pivello 2001; Voss et al. 2001; Francl et al. 2002; Hice & Schmidly 2002) e também as de maior capacidade escansorial (Williams & Braun 1983; Maddock 1992) são pouco capturadas ou estão ausentes na maior parte das amostragens com armadilhas de queda. Em comparação com a informação presente na literatura, este estudo usou as maiores armadilhas de queda e obteve a maior discrepância entre o número de espécies capturadas em armadilha de queda e em armadilhas convencionais.

Neste estudo, os baldes de 60 l empregados permitiram a captura de muitas espécies arborícolas/escansoriais (11), sendo que quatro espécies arborícolas e três escansoriais foram capturadas exclusivamente com este tipo de armadilha. Além disso, essas armadilhas forneceram um número de indivíduos equivalente ou mais elevado de espécies com mais de 50 g de peso (*Oryzomys angouya* e *Didelphis aurita*) quando comparadas às armadilhas Sherman, além de ter capturado espécies de maior porte não amostradas com Shermans (*Phyllomys nigrispinus*, *Cavia aperea*, *Nectomys squamipes* e *Lutreolina crassicaudata*). Nenhuma espécie arborícola, escansorial ou de maior porte foi significativamente mais capturada com armadilha Sherman e não houve diferença significativa no tamanho das espécies capturadas com os dois métodos. Assim, uma especificação extremamente importante demonstrada neste trabalho é quanto ao tamanho dos baldes utilizados, que devem ser profundos o suficiente (baldes de no mínimo 60 l e 0.5 m de profundidade) para dificultar ou impedir a fuga de espécies com maior capacidade de salto ou de maior porte.

Congruência entre métodos de captura

Este estudo é o único que testou se, apesar das diferenças de eficiência, as amostragens com armadilhas de queda e Sherman fornecem resultados congruentes em relação à variação de abundância e riqueza da comunidade de pequenos mamíferos entre diferentes áreas. Nossos resultados mostram que, apesar de armadilhas de queda serem significativamente mais eficientes que armadilhas Sherman, há congruência de resultados entre os métodos, dado que variáveis importantes, como a riqueza e a abundância da comunidade, de roedores, de espécies terrestres, e de várias espécies individualmente, apresentaram correlações positivas e significativas entre as capturas com os dois métodos em diferentes áreas. A congruência observada sugere que, apesar de haver diferenças absolutas entre os métodos, as diferenças relativas entre sítios de amostragem são proporcionais. Desta forma, comparações entre comunidades de sítios distintos, obtidas com os dois métodos, são válidas e levam a resultados semelhantes. No entanto, a porção da comunidade amostrada é maior no caso de armadilhas de queda de 60 l do que no caso de armadilhas Sherman, o que provavelmente permite maior refinamento e resolução nas comparações entre sítios.

As exceções a essa regra encontram-se, principalmente, nas espécies arborícolas/escansoriais, tanto de marsupiais como de roedores. O número de capturas do conjunto destas espécies, ou de algumas delas individualmente, nos diferentes sítios mostrou-se pouco correlacionado entre os métodos de captura. Se por um lado, as armadilhas de queda não devem refletir com precisão a abundância destas espécies que andam parte do tempo sobre a vegetação, os nossos resultados indicam que parte destas espécies são capturadas menos eficientemente em armadilhas tradicionais como as Sherman, seja por serem raras ou não serem atraídas pela isca. É provável que o número de indivíduos capturados tanto com um como com outro método não seja um bom índice da abundância destas espécies.

Comparação dos pesos dos indivíduos capturados entre os métodos de captura

Alguns estudos testaram a existência de diferença entre os pesos dos indivíduos capturados entre armadilhas de queda e armadilhas tradicionais, mas analisaram os indivíduos de todas as espécies conjuntamente (Maddock 1992; Lyra-Jorge & Pivello 2001; Voss et al. 2001) ou analisaram os resultados para uma espécie apenas (Boonstra

& Krebs 1978; Beacham & Krebs 1980). O presente trabalho é o único que demonstra que armadilhas de queda capturam indivíduos dentro de uma variação maior de peso ou tendem a capturar mais jovens comparadas com armadilhas Sherman. Estes resultados sugerem que o uso de armadilhas de queda pode melhorar o conjunto de dados em estudos populacionais e demográficos porque elas aumentam o número de indivíduos em classes etárias mais jovens.

Alguns trabalhos sugerem que armadilhas do tipo Tomahawk, Sherman ou similares não capturam indivíduos jovens ou ainda espécies com peso corporal muito reduzido devido a seus gatilhos pouco sensíveis (Maddock 1992; Lyra-Jorge & Pivello 2001; Francl et al. 2002) ou ao escape de indivíduos muito pequenos através das suas grades, no caso de armadilhas do tipo gaiola (Lyra-Jorge & Pivello 2001). Neste trabalho, observamos que as armadilhas Sherman tendem a capturar seletivamente os adultos. Já as armadilhas de queda tendem a capturar indivíduos com uma variação maior de peso, ou tendem a capturar indivíduos jovens, de acordo com Boonstra & Krebs (1978). No entanto, acreditamos que esta seletividade de indivíduos adultos é devida ao fato de que a captura em armadilhas iscadas depende da busca ativa de alimento pelo indivíduo, atividade mais freqüente em animais adultos, cuja capacidade de locomoção e de exploração do meio está mais desenvolvida. A comparação dos pesos das espécies capturadas entre os dois métodos apóia essa hipótese, pois não houve diferença no peso das espécies. A armadilha Sherman capturou quase a totalidade das espécies mais abundantes, havendo grande sobreposição na amplitude de pesos das espécies entre os métodos. As espécies exclusivamente capturadas com armadilhas de queda também apresentaram grande amplitude de variação do peso médio dos indivíduos adultos.

A única espécie cujos indivíduos capturados com Sherman não foram em média maiores dos capturados com armadilhas de queda foi *Didelphis aurita*, a maior de todas as espécies por nós capturadas. É provável que indivíduos muito grandes desta espécie evitem ou não consigam entrar nas armadilhas Shermans por causa do tamanho destas armadilhas. As armadilhas Sherman pequenas (23 x 7.5 x 8.5 cm) nunca capturaram indivíduos adultos desta espécie.

Como alguns autores já haviam sugerido (Beacham & Krebs 1980; Hice & Schmidly 2002), nossos dados comprovam a importância, para diferentes espécies, de se incluir armadilhas de queda em estudos populacionais e demográficos, já que estas

são menos seletivas e capazes de refletir melhor a abundância de pequenos mamíferos em classes etárias mais jovens.

Contudo, é importante observar que a taxa de recapturas obtida durante os meses de coleta em um dos sítios da Reserva do Morro Grande parece ser menor que a observada para as armadilhas tradicionais (5%, L. Naxara, dados não-publicados). Pode ser importante recompensar os animais que entram nas armadilhas de queda por meio de algum alimento deixado dentro da armadilha, a fim de aumentar a taxa de recapturas durante estudos demográficos.

Influência de variáveis climáticas no número de capturas diárias em armadilhas de queda

Adicionalmente, este estudo ressalta a importância da influência de variações climáticas diárias na eficiência de armadilhas de queda para amostragem de pequenos mamíferos. A influência de variações climáticas já havia sido demonstrada para armadilhas de múltiplas capturas (Getz 1961) e para armadilhas do tipo ratoeira (Dawson & Lang 1973; Kalko & Handley 1993). Estes últimos autores observaram que a ocorrência de precipitação e de temperaturas médias noturnas mais quentes levava a um maior número de capturas para algumas espécies da Ordem Insectivora. Já para armadilhas de queda, Bury & Corn (1987) mostraram uma relação positiva entre a precipitação e o número de capturas para algumas espécies da Ordem Insectivora, em floresta temperada. O efeito quantitativo das variáveis climáticas ainda não havia sido investigado para pequenos mamíferos em geral em armadilhas de queda, em regiões tropicais.

Neste estudo, observamos que quanto maior a temperatura mínima e a precipitação, maior o número de indivíduos capturados. Estas duas condições climáticas favoráveis ocorrem com maior frequência nos Neotrópicos durante o verão, resultando em uma maior taxa de captura com armadilhas de queda neste período. Nesse sentido, é importante notar que as sessões de captura com armadilhas de queda nos 26 sítios de estudo foram realizadas durante dois verões consecutivos. Com efeito, Hice & Schmidly (2002) também notaram que a taxa de captura das armadilhas de queda de 20 litros é bastante baixa na estação seca em comparação à chuvosa, na Amazônia.

Nossos resultados mostram que as capturas de marsupiais e de espécies escansoriais e arborícolas aumentam quanto maiores as temperaturas mínimas. Já as

capturas de roedores e de espécies que ocupam o estrato terrestre aumentam significativamente com o aumento da precipitação. Sendo assim, a importância relativa das variáveis climáticas varia entre os grupos. Entretanto, é difícil distinguir se as respostas aos fatores climáticos são devidas ao grupo taxonômico ou ao hábito de locomoção, já que a maior parte das capturas de marsupiais está representada por espécies escansoriais ou arborícolas, e a maior parte das capturas de roedores por espécies terrestres.

Fatores climáticos podem alterar o grau de atividade dos animais, que por sua vez está relacionado à oportunidade de encontro de armadilhas (O'Farrell et al. 1994; Stokes et al. 2001). Quantificações da atividade de locomoção permitiram concluir que a precipitação é um fator climático importante, de acordo com resultados para uma espécie de Insectívora (Doucet & Bider 1974) e para três roedores (Vickery & Bider 1981).

Doucet & Bider (1974) sugeriram duas hipóteses para explicar o aumento de atividade de pequenos mamíferos com a precipitação. A maior precipitação levaria a um aumento da disponibilidade de alimento (invertebrados) para pequenos mamíferos, ou a umidade ofereceria maior conforto térmico para animais endotérmicos pequenos, com alto metabolismo. Com base em medidas do grau de atividade de roedores durante muitos anos, Vickery & Bider (1981) rejeitam a primeira hipótese, pois a maior precipitação aumenta a atividade também de animais de hábitos herbívoros. Ainda que uma das espécies tenha aumentado o grau de suas atividades com a maior umidade, a precipitação leva a um aumento geral de atividade independentemente de variações de umidade. Os resultados do estudo levaram os autores a dar mais peso a uma outra hipótese, de que a chance de um predador localizar a presa em noites com chuva diminui, dada a baixa definição de pistas olfativas, auditivas e visuais através das quais os predadores localizam e seguem suas presas. O aumento mínimo de intensidade luminosa é suficiente para que predadores encontrem suas presas, como demonstrado por Dice (1945). Posteriormente, Brown et al. (1988) e Daly et al. (1991) demonstraram que a luz lunar influencia o comportamento de forrageamento de roedores. Assim, Stokes et al. (2001) associam a ocorrência de precipitação ao encobrimento do céu e à diminuição da claridade da lua, fornecendo condições mais seguras para que os pequenos mamíferos aumentem suas atividades.

No caso das espécies terrestres, um outro fator poderia estar associado ao aumento de indivíduos capturados em dias de chuva intensa. Muitas espécies de roedores e marsupiais neotropicais terrestres possuem abrigos subterrâneos ou protegidos (túneis de 10-30 cm abaixo ou dentro de troncos, em cavidades de árvores, entre raízes ou pedras - Miles et al. 1981 e Briani et al. 2001), os quais poderiam estar sujeitos à penetração de água ou inundação em graus variados, proporcionadas por eventos de chuva mais intensa e escoamento de água superficial (Dawson & Lang 1973). É possível que nas noites de chuvas mais fortes os pequenos mamíferos terrestres sejam forçados a sair de seus abrigos, aumentando a chance de captura. Em contrapartida, as espécies arborícolas e escansoriais constroem seus abrigos no estrato arbóreo (occos de árvores, adensamentos da folhagem - Miles et al. 1981), o que deve conferir maior proteção contra inundações.

A temperatura também é importante para o grau de atividade de pequenos mamíferos (Doucet & Bider 1974; Vickery & Bider 1981). De três espécies de roedores testadas em relação a suas respostas à temperatura noturna, *O. russatus* mostrou diminuição no número de capturas em noites com temperaturas mais baixas, em Mata Atlântica (Bittencourt et al. 1999). Entretanto, há indicações de que o grau de atividade de marsupiais neotropicais seja mais afetado por quedas de temperatura do que o de roedores. Os marsupiais em geral possuem taxas metabólicas basais mais baixas que placentários do mesmo tamanho, incluindo-se neste grupo os roedores (McNab 1978; Eisenberg 1981). A ocorrência de torpor é conhecida em algumas espécies de marsupiais neotropicais, como *Marmosa robinsoni*, a 7.5°C, e também em *Gracilinanus microtarsus* e em uma espécie do gênero *Monodelphis* (McNab 1978). É possível que em noites de temperaturas mínimas mais baixas o grau de atividade dos marsupiais didelídeos diminua, levando à captura de um número menor de indivíduos.

CONCLUSÕES

Este trabalho enfatiza que armadilhas de queda são fundamentais para a amostragem da diversidade e composição da comunidade de pequenos mamíferos em florestas neotropicais. Estas armadilhas, quando constituídas por baldes grandes e

profundos e utilizadas nas épocas chuvosas e quentes, não só complementam a diversidade encontrada com o uso de armadilhas tradicionais, como podem dobrar a riqueza total observada e triplicar a riqueza por sítio de amostragem.

Nossos resultados sugerem que o incremento de espécies proporcionado pelo uso de armadilhas de queda grandes está relacionado à profundidade dos baldes, que impedem a fuga das espécies maiores e de maior habilidade escansorial, e a menor seletividade destas armadilhas, que não dependem da atração por isca e permitem a captura de mais de um indivíduo, o que facilita a captura de espécies raras. As espécies exclusivamente capturadas com armadilhas de queda incluem principalmente 1) espécies raras, que provavelmente não têm a chance de entrar nas armadilhas convencionais ocupadas pelas espécies mais abundantes, 2) espécies de hábitos semi-fossoriais, ou que se locomovem ao longo de obstáculos, trilhas, ou principalmente por sentido não-visuais ou 3) escansoriais / arborícolas, que aparentemente não são atraídas pela isca das armadilhas tradicionais. O uso de armadilhas de queda parece ser, então, essencial para o conhecimento da diversidade dentro dos grupos dos roedores e de marsupiais neotropicais, já que estes estão entre os grupos mais diversificados de mamíferos nos Neotrópicos, sendo compostos por várias espécies raras e endêmicas.

Apesar da armadilha de queda poder ser mais eficiente em relação ao número de espécies e de indivíduos capturados, este trabalho demonstra que os resultados obtidos com armadilhas de queda e com Sherman são congruentes. Desta forma, sugere-se que, apesar de haver diferenças absolutas entre os métodos, as diferenças relativas entre sítios de amostragem são proporcionais, e as comparações dos resultados obtidos com os dois tipos de armadilhas são válidas.

Armadilhas de queda também parecem ser essenciais em estudos demográficos, já que ou capturam indivíduos em amplitudes maiores de peso (todas as classes etárias incluindo jovens) ou capturam mais frequentemente jovens, enquanto armadilhas tradicionais tendem a selecionar indivíduos adultos, falhando em capturar faixas etárias mais jovens.

Finalmente, este trabalho indica que as capturas com armadilhas de queda são maiores em noites de maior precipitação e maiores temperaturas mínimas. Três são os fatores que poderiam estar relacionados a essa maior taxa de captura: o aumento da atividade dos animais associado principalmente à diminuição da chance de predação, o desalojamento de indivíduos de espécies terrestres em dias de chuva forte e, por último,

a queda no grau de atividade de marsupiais em noites de temperaturas mínimas mais baixas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a A. Percequillo e R. Rossi pela identificação das espécies de pequenos mamíferos; S.M. de Souza, R. Braga-Neto, M. Dixo, J.M.B. Ghellere, R.G. Pimentel, T.B. Breier, D. Lahr, L. Naxara, F. Salvestrini, F.S. Cunha, H.M. Oyamaguchi e R. Iartelli pela ajuda imprescindível durante o trabalho de campo; e FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (99/05123-4, 01/13309-2, 02/02125-0, 02/02126-7, 02/10845, 04/04959-1) e WWF- Brasil (CSR 293-2003) pelos financiamentos. Este estudo é parte do projeto “Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo - projeto BIOTA/Caucaia”.

BIBLIOGRAFIA CITADA

1. ADLER, G. H., & T. D. LAMBERT. 1997. Ecological correlates of trap response of a Neotropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*. *Journal of Tropical Ecology* 13:59-68.
2. BEACHAM, T. D., & C. J. KREBS. 1980. Pitfall versus live-traps enumeration of fluctuating populations of *Microtus townsendii*. *Journal of Mammalogy* 61:486-499.
3. BERGALLO, H. G. 1994. Ecology of small mammal community in an Atlantic Forest area in Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29:197-217.
4. BERGALLO, H. G., & W. E. MAGNUSSON. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*: 80:472-486.
5. BITTENCOURT, E. B., VERA Y CONDE, C. F., ROCHA, C. F. D., & BERGALLO, H. G. 1999. Activity patterns of small mammals in an Atlantic forest area of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura - Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 51:126-132.
6. BONVICINO, C. R., A. LANGGUTH, S. M. LINDBERGH, & A. C. DE PAULA. 1997. An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. *Mammalia* 61:547-560.
7. BOONSTRA, R., & C. J. KREBS. 1978. Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. *Journal of Mammalogy* 59:136-148.
8. BRIANI, D. C., E. M. VIEIRA, & M. V. VIEIRA. 2001. Nests and nesting sites of Brazilian forest rodents (*Nectomys squamipes* and *Oryzomys intermedius*) as revealed by a spool-and-line device. *Acta Theriologica* 46:331-334.

9. BRIESE, L. A., & M. H. SMITH. 1974. Seasonal abundance and movement of nine species of small mammals. *Journal of Mammalogy* 55:615-629.
10. BROWN, J. S., B. P. KOTLER, R. J. SMITH, & W. O. WIRTZ. 1988. The effect of owl predation on the foraging behaviour of heteromyid rodents. *Oecologia* 76:408-415.
11. BURY, R. B., & P. S. CORN. 1987. Evaluation of pitfall trapping in northwestern forests: traps arrays with drift fences. *Journal of Wildlife Management* 51:112-119.
12. CARMIGNOTTO, A. P. 2005. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
13. CECHIN, S. Z., & M. MARTINS. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17:729-740.
14. CERQUEIRA, R., R. GENTILE, F. A. S. FERNANDEZ, & P. S. D'ANDREA. 1993. A five-year study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. *Mammalia* 57:507-517.
15. CONROY, S. 1999. Lizard assemblage response to a forest ecotone in northeastern Australia: A synecological approach. *Journal of Herpetology* 33:409-419.
16. CORN. P. S. 1994. Straight-line drift fences and pitfall traps. Pp. 109-117 in *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians* (W. R. HEYER, M. A. DONNELLY, R. W. MAC DIARMID, L. A. HAYEK, & M. FOSTER, EDS.). Smithsonian University Press, Washington and London.
17. DALY, M., P. R. BEHREND, M. I. WILSON, & L. F. JACOBS. 1991. Behavioural modulation of predation risk: moonlight avoidance and crepuscular compensation in a nocturnal desert rodent, *Dipodomys merriami*. *Animal Behaviour* 44:1-9.
18. DA SILVA, C. R. 2001. 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. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil.
19. DAWSON, G. A., & J. W. LANG. 1973. The functional significance of nest building by a neotropical rodent (*Sigmodon hispidus*). *American Midland Naturalist* 89:503-509.
20. DE CASTRO, E. B. V., & F. A. S. FERNANDEZ. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73-80.
21. DICE, L. R. 1945. Minimum intensities of illumination under which owls can find dead prey by sight. *The American Naturalist* 79:385-416.
22. DOUCET, G. J., & J. R. BIDER. 1974. The effects of weather on the activity of the masked shrew. *Journal of Mammalogy* 55:348-363.
23. EISENBERG, J. F. (ED.). 1981. A consideration of mammalian size and metabolic rate. Pp 236-237 in *The mammalian radiations - an analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior*. The University of Chicago Press, Chicago.
24. ENGE, K. M. 2001. The pitfalls of pitfall traps. *Journal of Herpetology* 35:467-478.
25. FONSECA, G. A. B., & J. G. ROBINSON. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53:265-294.
26. FONSECA, G. A. B., G. HERRMANN, Y.L.R. LEITE, R. A. MITTERMEIER, A. B. RYLANDS, & J. L. PATTON. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.

27. FRANCL, K. E., W. M. FORD, & S. B. CASTLEBERRY. 2002. Relative efficiency of three small mammal traps in central Appalachian wetlands. *Georgia Journal of Science* 60:163-168.
28. GETZ, L. L. 1961. Responses of small mammals to live-traps and weather conditions. *American Midland Naturalist* 66:160-170.
29. GIBBONS, J. W. & D. H. BENNET. 1974. Determination of anuran activity patterns by a drift fence method. *Copeia* 1974: 236-243.
30. GOODMAN, S. M., & D. RAKOTONDRAVONY. 2000. The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on the Central High Plateau of Madagascar. *Journal of Zoology of London* 250:193-200.
31. GRELLE, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:81-85.
32. HANDLEY, C. O., JR., & E. K. V. KALKO. 1993. A short history of pitfall trapping in America, with a review of methods currently used for small mammals. *Virginia Journal of Science* 44:19-26.
33. HICE, C. L., & D. SCHMIDLY. 2002. The effectiveness of pitfall traps for sampling small mammals in the Amazon basin. *Mastozoología Neotropical/ Journal of Neotropical Mammalogy* 9:85-89.
34. JONES, C., W. J. MAC SHEA, J. C. MICHAEL, & T. H. KUNZ. 1996. Capturing mammals. Pp. 115-155 in *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals* (D. E. WILSON, F. R. COLE, J. D. NICHOLS, R. RUDRAN, & M. S. FOSTER, EDS.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.
35. KALKO, E. K. V., & C. O. HANDLEY, JR. 1993. Comparative studies of small mammal populations with transects of snap traps and pitfall arrays in Southwest Virginia. *Virginia Journal of Science* 44:3-18.
36. KREBS, C. J., & R. BOONSTRA. 1984. Trappability estimates for mark-recapture data. *Canadian Journal of Zoology* 62:2440-2444.
37. KÖPPEN, W. 1948 (ED.). *Climatologia*. Editora Fondo Cultura Economica, Mexico City.
38. LAURANCE, W. F. 1992. Abundance estimates of small mammals in Australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. *Wildlife Research* 19:651-655.
39. LYRA-JORGE, M. C., & V. R. PIVELLO. 2001. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. *Mammalia* 65:524-530.
40. MAC CLEARN, D., J. KOHLER, K. J. MAC GOWAN, E. CEDREÑO, L. G. CARBONE, & D. MILLER. 1994. Arboreal and terrestrial mammal trapping on Gigante Peninsula, Barro Colorado Nature Monument, Panama. *Biotropica* 26:208-213.
41. MAC NAB, B. K. 1978. The comparative energetics of neotropical marsupials. *Journal of Comparative Physiology* 125:115-128.
42. MADDOCK, A. H. 1992. Comparison of two methods for trapping rodents and shrews. *Israel Journal of Zoology* 38:333-340.
43. MALCOLM, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. Pp. 207-221 in *Tropical forest remnants - ecology, management, and conservation of fragmented communities* (W. F. LAURANCE, & R.O. BIERREGAARD, EDS.). The University of Chicago Press, Chicago.

44. MARTINS, M., & M. E. OLIVEIRA. 1999. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. *Herpetological Natural History* 6:78-150.
45. MENGAK, M. T., & D. C. GUYNN. 1987. Pitfalls and snap traps for sampling small mammals and herpetofauna. *American Midland Naturalist* 118:284-288.
46. MILES, M. A., A. A. DE SOUZA, & M. M. PÖVOA. 1981. Mammal tracking and nest location in Brazilian forest with an improved spool-and-line device. *Journal of Zoology* 195:331-347.
47. MOORE, J. C. 1949. Notes on the shrew, *Sorex cinereus*, in the southern Appalachians. *Ecology* 30:234-237.
48. O'FARRELL, M. J., W. A. CLARKE, F. H. EMMERSON, S. M. JUAREZ, F. R. KAY, T. M. O'FARRELL, & T. Y. GOODLET. 1994. Use of mesh live traps for small mammals: Are results from Sherman live traps deceptive? *Journal of Mammalogy* 75:692-699.
49. OLIVEIRA-FILHO, A. T., & M. A. L. FONTES. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
50. OLMOS, F. 1991. Observation on the behavior and population dynamics of some Brazilian Atlantic Forest rodents. *Mammalia* 55:555-565.
51. PARDINI, R. 2001. Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, sul da Bahia - processos e conservação. Dissertação de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
52. PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586.
53. PARDINI, R., S. M. DE SOUZA; R. BRAGA-NETTO, & J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in a tropical forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.
54. PERCEQUILLO, A. R., P. R. GONÇALVES, & J. A. DE OLIVEIRA. 2004. The rediscovery of *Rhagomys rufescens* (Thomas, 1886), with a morphological redescription and comments on its systematic relationship based on morphological and molecular (cytochrome b) characters. *Mammalian Biology* 69:238-257.
55. RAXWORTHY, C. J., & R. A. NUSSBAUM. 1994. A rain -forest survey of amphibians, reptiles and small mammals at Montagne-Dambre, Madagascar. *Biological Conservation* 69:65-73.
56. ROSS, J. L. S., & I. C. MOROZ .1997 (EDS). Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000. FFLCH-USP, IPT e FAPESP, São Paulo.
57. SEALANDER, J. A., & D. JAMES. 1958. Relative efficiencies of different small mammal traps. *Journal of Mammalogy* 39:215-223.
58. SPENCER, A. W., & D. PETTUS. 1966. Habitat preferences of five sympatric species of long-tailed shrews. *Ecology* 47:677-683.
59. STALLINGS, J. R. 1989. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences* 34:153-200.
60. STEPHENSON, P. J. 1993. The small mammal fauna of Réserve-Spéciale-d'Analamazaotra, Madagascar - the effects of human disturbance on endemic species diversity. *Biodiversity and Conservation* 2:603-615.
61. STEPHENSON, P. J., H. RANDRIAMAHAZO, N. RAKOTOARISON, & P. A. RACEY. 1994. Conservation of mammalian-species diversity in Ambohitantely Special Reserve, Madagascar. *Biological Conservation* 69:213-218.

62. STOKES, M. K., N. A. SLADE, & S. M. BLAIR. 2001. Influences of weather and moonlight on activity patterns of small mammals: a biogeographical perspective. *Canadian Journal of Zoology* 79:966-972.
63. UMETSU, F., & R. PARDINI. Pequenos mamíferos em um mosaico de fragmentos florestais e habitats antropogênicos - avaliando a qualidade da matriz em uma paisagem de Mata Atlântica. (submetido).
64. VICKERY, W. L., & J. R. BIDER. 1981. The influence of weather on rodent activity. *Journal of Mammalogy* 62:140-145.
65. VIEIRA, E. M., & E. L. A. MONTEIRO-FILHO. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:501-507.
66. VOSS, R. S., D. P. LUNDE, & N. B. SIMMONS. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: A neotropical lowland rainforest fauna - part 2. Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 263:3-236.
67. WILLIAMS, D. F., & S. E. BRAUN. 1983. Comparison of pitfall and conventional traps for sampling small mammal populations. *Journal of Wildlife Management* 47:841-845.

TABELA 1. Forma de locomoção (TE - terrestre; ES/AR - escansorial ou arborícola), peso do adulto em gramas, número de indivíduos (T – total, X – média por sítio, DP – desvio padrão) de espécies de marsupiais, e resultados dos testes-t para amostras pareadas comparando o número de indivíduos capturados com armadilhas de queda e armadilhas Sherman nos 26 sítios em Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	Locomoção	Peso	Armadilha de queda			Armadilha Sherman			Teste-t	
			T	X	DP	T	X	DP	t	p
<i>Didelphis aurita</i>	ES/AR	985	86	3.31	2.62	58	2.23	2.14	1.424	0.167
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	ES/AR	31	41	1.58	1.39	54	2.08	3.35	-0.671	0.508
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	TE	537	2							
<i>Marmosops incanus</i>	ES/AR	64	254	9.77	5.92	106	4.08	3.32	6.039	<0.001*
<i>Marmosops paulensis</i>	ES/AR	42	1							
<i>Micoureus paraguayanus</i>	ES/AR	124				5				
<i>Monodelphis americana</i>	TE	29	66	2.54	1.86	6	0.23	0.65	6.288	<0.001*
<i>Monodelphis macae</i>	TE	11	2							
<i>Monodelphis scalops</i>	TE	74	11	0.42	1.38					
<i>Monodelphis sorex</i>	TE	48	2							
<i>Philander frenatus</i>	ES/AR	360	3	0.12	0.43	12	0.46	1.42	-1.364	0.185

* $P \leq 0.05$

TABELA 2. Forma de locomoção (TE - terrestre; ES/AR - escansorial ou arborícola), peso do adulto em gramas, número de indivíduos (T – total, X – média por sítio, DP – desvio padrão) de espécies de roedores, e resultados dos testes-t para amostras pareadas comparando o número de indivíduos capturados com armadilhas de queda e armadilhas Sherman nos 26 sítios em Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	Locomoção	Peso	Armadilha de queda			Armadilha Sherman			Teste-t	
			T	X	DP	T	X	DP	t	p
<i>Akodon montensis</i>	TE	34	179	6.88	5.23	188	7.23	8.10	-0.245	0.808
<i>Bibimys labiosus</i>	TE	29	2							
<i>Blarinomys breviceps</i>	TE	40	1							
<i>Bolomys lasiurus</i>	TE	35	2							
<i>Brucepattersonius</i> aff. <i>soricinus</i>	TE	43	63	2.42	3.4					
<i>Calomys tener</i>	TE	20	9							
<i>Cavia aperea</i>	TE	549	2							
<i>Delomys sublineatus</i>	TE	50	151	5.81	4.14	59	2.27	3.27	4.918	<0.001*
<i>Juliomys pictipes</i>	ES/AR	34	17	0.65	1.16	2	0.08	0.39	2.440	0.022*
<i>Nectomys squamipes</i>	TE	249	2							
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	TE	21	295	11.35	7.64	44	1.69	2.75	6.546	<0.001*
<i>Oryzomys angouya</i>	ES/AR	144	106	4.08	3.95	19	0.73	0.87	4.460	<0.001*
<i>Oryzomys russatus</i>	TE	59	63	2.42	4.13	113	4.35	7.93	-1.966	0.060
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	TE	69	11	0.42	0.86					
<i>Phyllomys nigrispinus</i>	ES/AR	250	11	0.42	0.58					
<i>Rhagomys rufescens</i>	ES/AR	15	3							
<i>Rhipidomys</i> cf. <i>mastacalis</i>	ES/AR	80	3	0.12	0.33	2	0.08	0.39	0.570	0.574
<i>Thaptomys nigrita</i>	TE	20	32	1.23	2.61	7	0.27	1.00	2.126	0.044*
Espécie não - descrita	ES/AR	50	1							

* $P \leq 0.05$

TABELA 3. Número de espécies e de indivíduos (*T* - total, *X* - média, *DP* - desvio padrão) de diferentes grupos de pequenos mamíferos, e resultados dos testes t pareados comparando o número de espécies e de indivíduos capturados com armadilha de queda e armadilha Sherman nos 26 sítios de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	Armadilha de queda			Armadilha Sherman			Teste-t	
	<i>T</i>	<i>X</i>	<i>DP</i>	<i>T</i>	<i>X</i>	<i>DP</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
Número de espécies	29	11.04	2.45	14	3.92	1.52	15.713	<0.001*
Total de indivíduos	1421	55.00	18.21	675	25.96	12.30	10.989	<0.001*
Indivíduos de roedores	953	36.65	14.05	434	16.69	12.58	7.404	<0.001*
Indivíduos de marsupiais	468	18.00	6.36	241	9.27	5.10	5.726	<0.001*
Indivíduos terrestres	895	34.42	12.08	417	16.04	12.55	8.017	<0.001*
Indivíduos escansoriais/arborícolas	526	20.23	8.50	258	9.92	5.61	5.998	<0.001*

* $P \leq 0.05$

TABELA 4. Resultados das correlações de Pearson entre capturas de pequenos mamíferos com armadilha de queda e armadilha Sherman entre os 26 sítios de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	<i>r</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
Número de espécies	0.453	2.491	0.020*
Total de indivíduos	0.591	3.587	0.002*
Indivíduos de roedores	0.471	2.616	0.015*
Indivíduos de marsupiais	0.094	0.461	0.649
Indivíduos terrestres	0.550	3.224	0.004*
Indivíduos arborícolas/escansoriais	0.282	1.438	0.163
<i>Akodon montensis</i>	0.487	2.729	0.012*
<i>Delomys sublineatus</i>	0.530	3.065	0.005*
<i>Didelphis aurita</i>	-0.306	-1.572	0.129
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	-0.139	-0.687	0.499
<i>Marmosops incanus</i>	0.585	3.530	0.002*
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0.224	1.125	0.272
<i>Oryzomys angouya</i>	0.250	1.262	0.219
<i>Oryzomys russatus</i>	0.841	7.604	<0.001*

* $P \leq 0.05$

TABELA 5. Número de indivíduos pesados (N), média (X) e desvio padrão (DP) dos valores de peso e resultados do teste de Mann-Whitney comparando o peso dos indivíduos capturados com os dois tipos de armadilhas nos 26 sítios de amostragem em Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	Armadilha de queda			Armadilha Sherman			Mann-Whitney	
	N	X	DP	N	X	DP	U	P
<i>Akodon montensis</i>	104	27.20	11.32	179	27.94	7.57	9148.5	0.810
<i>Delomys sublineatus</i>	49	38.69	14.73	54	41.72	12.05	1121.5	0.183
<i>Didelphis aurita</i> ^a	19	670.05	308.76	57	598.60	282.96	463.5	0.349
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	25	26.56	15.96	53	32.25	9.77	524.5	0.140
<i>Marmosops incanus</i>	140	31.98	22.73	104	39.28	15.69	4346.5	<0.001*
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	187	16.76	6.73	44	20.57	5.44	2349.5	<0.001*
<i>Oryzomys angouya</i>	51	36.49	20.23	16	90.13	21.47	36.0	<0.001*
<i>Oryzomys russatus</i>	28	29.79	13.88	110	59.91	23.06	421.5	<0.001*

* $P \leq 0.05$

^a indivíduos de *D. aurita* com mais de 1000g foram considerados como tendo este valor de peso

TABELA 6. Resultados das regressões lineares múltiplas do número diário de indivíduos capturados para diferentes grupos de espécies de pequenos mamíferos contra os valores diários de temperatura máxima e mínima e de precipitação obtidos para um sítio de floresta madura na Reserva do Morro Grande, Caucaia do Alto, SP, Brasil.

Variáveis dependentes				Temperatura máxima			Temperatura mínima			Precipitação		
	R^2	F	p	B	t	p	B	t	p	B	t	p
Número de indivíduos	0.371	8.865	<0.001*	0.265	0.760	0.452	0.367	0.916	0.365	0.320	3.855	<0.001*
Indivíduos de roedores	0.362	8.550	<0.001*	0.378	1.202	0.237	0.197	0.545	0.589	0.292	3.902	<0.001*
Indivíduos de marsupiais	0.193	4.181	0.012*	-0.113	-1.544	0.131	0.170	2.027	0.050*	0.028	1.617	0.114
Indivíduos terrestres	0.355	8.329	<0.001*	0.309	1.028	0.311	0.149	0.430	0.670	0.287	4.014	<0.001*
Indivíduos escansoriais/arborícolas	0.169	3.714	0.020*	-0.044	-0.446	0.658	0.218	1.915	0.063	0.032	1.374	0.178

* $P \leq 0.05$

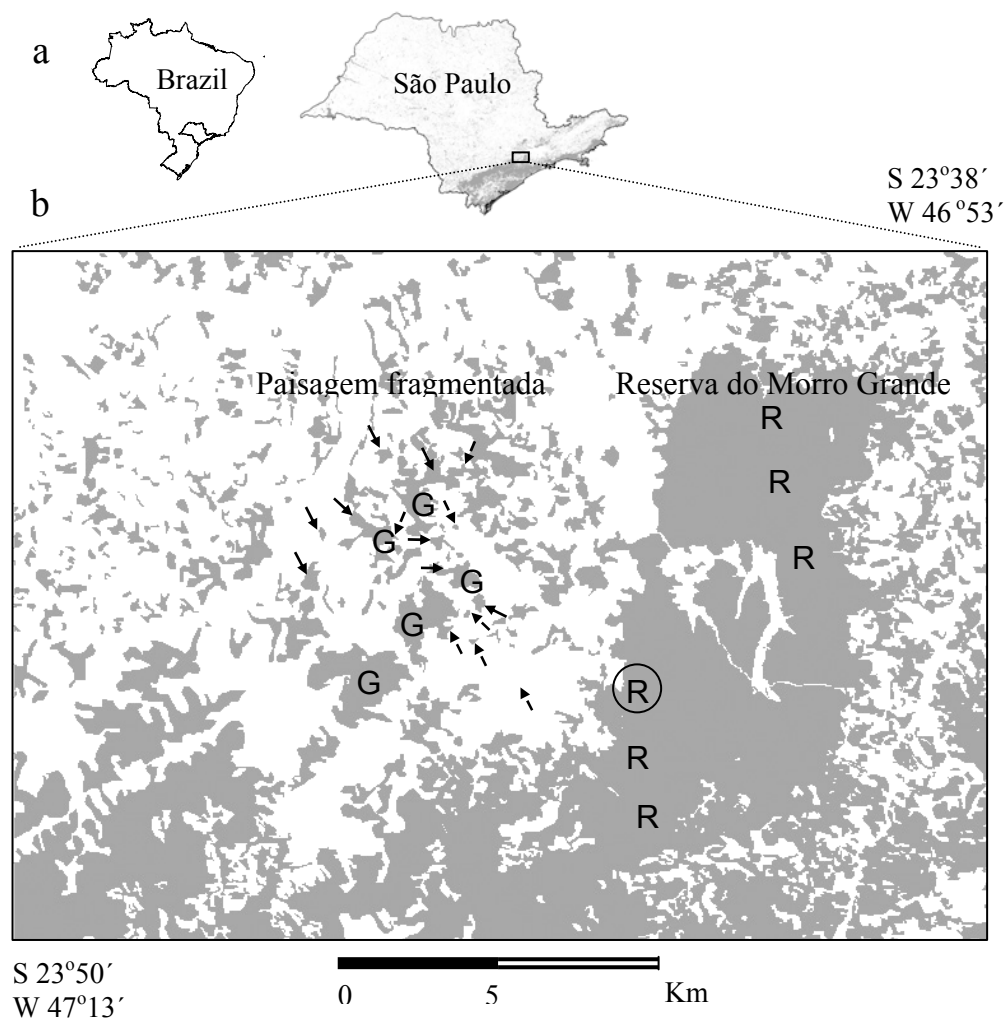


FIGURA 1. a. Mapa do Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição dos remanescentes de Mata Atlântica e localização da região de Caucaia do Alto. b. Distribuição dos remanescentes de Mata Atlântica e localização dos 26 sítios de estudo em Caucaia do Alto. R - sítios da Reserva Florestal do Morro Grande, G - fragmentos grandes, seta contínua - fragmentos médios e seta tracejada - fragmentos pequenos. O círculo indica o sítio de estudo da Reserva onde foram coletados dados mensais de temperatura, precipitação e abundância de pequenos mamíferos.

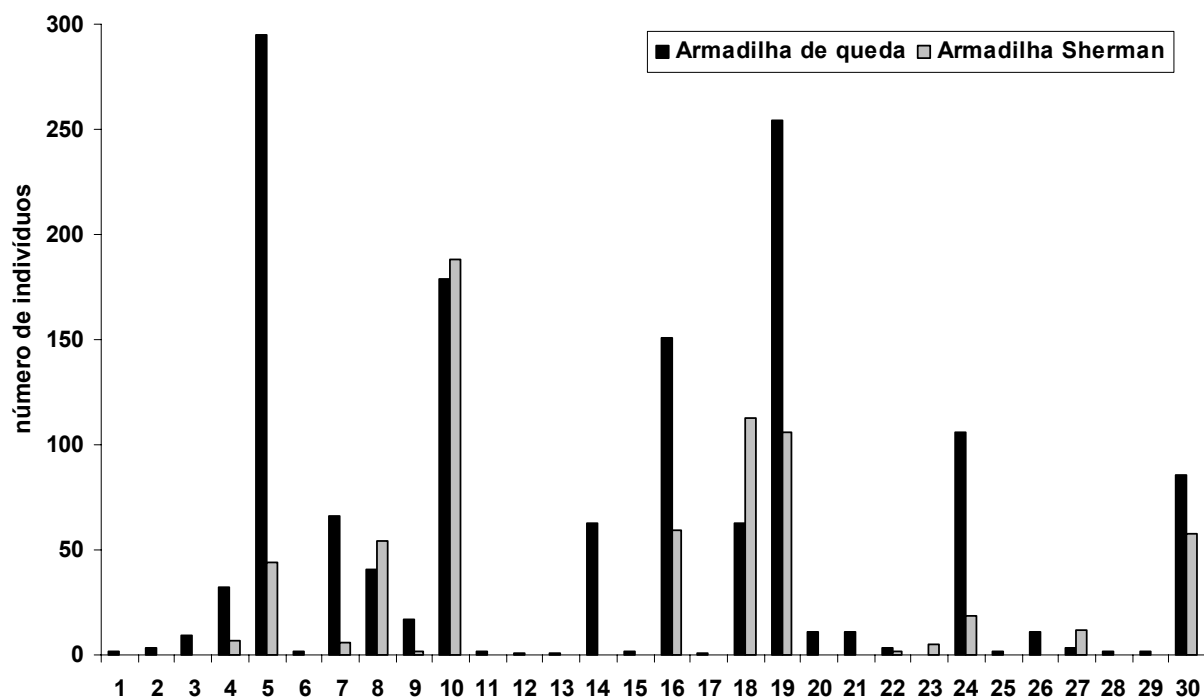


FIGURA 2. Número de indivíduos capturados das espécies de pequenos mamíferos ranqueadas segundo o peso crescente de adultos nos 26 sítios de amostragem em Caucaia do Alto, SP, Brasil. 1. *M. macae*; 2. *R. rufescens*; 3. *C. tener*; 4. *T. nigrita*; 5. *O. nigripes*; 6. *B. labiosus*; 7. *M. americana*; 8. *G. microtarsus*; 9. *J. pictipes*; 10. *A. montensis*; 11. *B. lasiurus*; 12. *B. breviceps*; 13. *M. paulensis*; 14. *B. aff. soricinus*; 15. *M.orex*; 16. *D. sublineatus*; 17. Espécie não descrita; 18. *O. russatus*; 19. *M. incanus*; 20. *O. dasytrichus*; 21. *M. scalops*; 22. *R. cf. mastacalis*; 23. *M. paraguayanus*; 24. *O. angouya*; 25. *N. squamipes*; 26. *P. nigrispinus*; 27. *P. frenatus*; 28. *L. crassicaudata*; 29. *C. aperea*; 30. *D. aurita*.

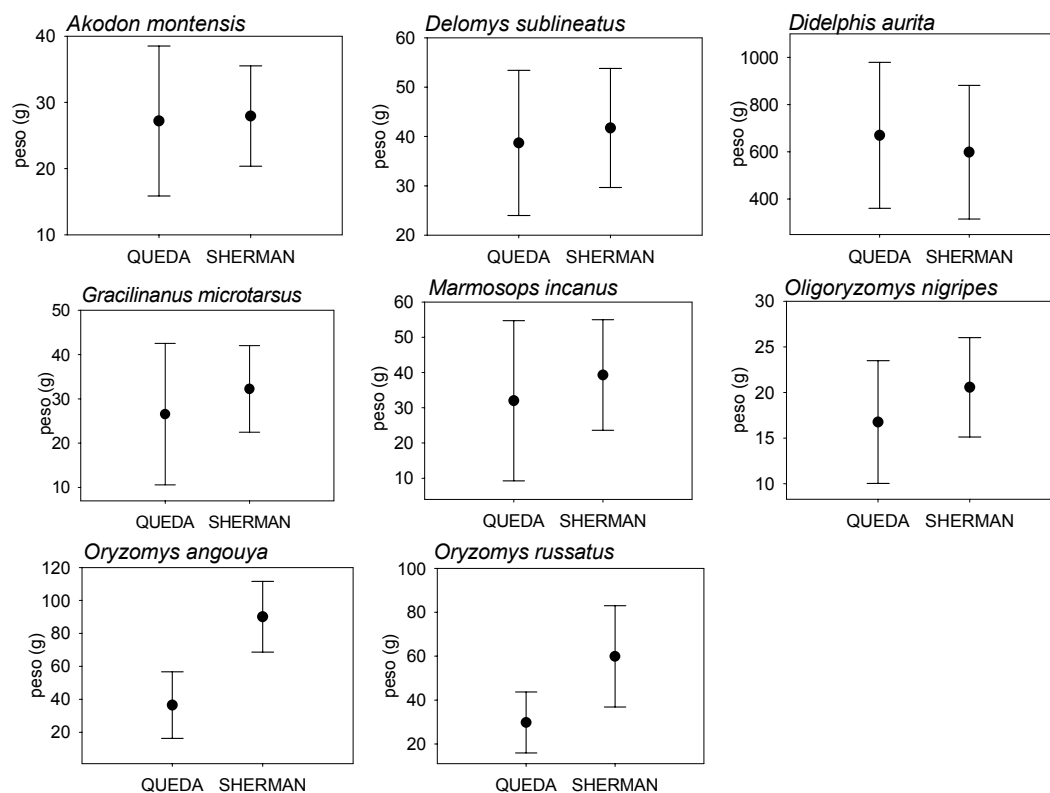


FIGURA 3. Média e desvio padrão do peso dos indivíduos de oito espécies de pequenos mamíferos capturados com armadilha de queda e com armadilha Sherman nos 26 sítios de amostragem em Caucaia do Alto, SP, Brasil. Os indivíduos de *D. aurita* com mais de 1000g foram considerados como tendo este valor de peso.

CAPÍTULO 3

PEQUENOS MAMÍFEROS EM UM MOSAICO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS E HABITATS ANTROPOGÊNICOS - AVALIANDO A QUALIDADE DA MATRIZ EM UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA

Manuscrito em português da versão submetida à
Landscape Ecology
Data de envio: 02/09/2005

**PEQUENOS MAMÍFEROS EM UM MOSAICO DE
FRAGMENTOS FLORESTAIS E HABITATS
ANTROPOGÊNICOS - AVALIANDO A QUALIDADE DA
MATRIZ EM UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA**

FABIANA UMETSU, ^a E RENATA PARDINI ^b

^a – *Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão – travessa 14, 101 CEP-05508-900, São Paulo, São Paulo, Brasil*

^b – *Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão – travessa 14, 101 CEP-05508-900, São Paulo, São Paulo, Brasil*

Small mammals in a mosaic of forest fragments and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape

ABSTRACT - The matrix of altered habitats that surrounds remnants in fragmented landscapes has been considered until recently unimportant, homogeneous and inhospitable. Recent studies, both theoretical and empirical, however, have shown the crucial role of the matrix in maintaining diversity in fragmented landscapes, acting as a mosaic of units with varying permeability to the movement and occurrence of different species. Here, using the information on the small mammal community in 23 sites in an Atlantic forest landscape, we aim to compare species distribution and assemblage diversity and composition among forest remnants (fragments and continuous forest) and the predominant adjacent habitats (native vegetation in initial stages of regeneration, eucalyptus plantations, areas of agriculture and with buildings). We found a strong dissimilarity in small mammal composition between native vegetation (including initial stages) and anthropogenic habitats, with only two species being able to use all habitat types. These results point to the extremely low capacity of forest small mammals to occupy altered habitats and to the restriction of invading species, from other countries or open biomes, to areas of non-native vegetation. Our results highlight that future destruction of native vegetation will favor invading or generalist species which could dominate highly disturbed landscapes, and that some matrix habitats, such as the

regenerating native vegetation, are important alternative habitats that should be managed to increase connectivity among populations of Neotropical forest species.

Key words: Anthropogenic matrix, Area of agriculture, Atlantic Forest, Forest regeneration, Habitat fragmentation, Homogeneous tree plantation, Invading species, Rural area with buildings, Small mammals

RESUMO - A matriz, conjunto de ambientes alterados que envolvem os remanescentes de habitat em paisagens fragmentadas, foi considerada até recentemente pouco importante, inóspita e homogênea. Entretanto, estudos recentes teóricos e alguns empíricos sugerem que a matriz exerce um papel fundamental para manutenção da diversidade em paisagens fragmentadas, funcionando como um mosaico de unidades com diferentes graus de permeabilidade ao deslocamento ou à ocorrência de diferentes espécies. Neste trabalho, usando informações sobre a comunidade de pequenos mamíferos em 23 sítios de uma paisagem fragmentada, temos como objetivo comparar a distribuição das espécies e a composição e diversidade das comunidades de pequenos mamíferos entre remanescentes de Mata Atlântica (fragmentos e floresta contínua) e os tipos predominantes de matriz adjacente (plantação de eucalipto, vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração, área de agricultura e área rural com construções). Nossos resultados enfatizam a forte dissimilaridade na composição de espécies entre a vegetação nativa (incluindo os estádios iniciais) e os habitats antropogênicos, com apenas duas espécies capazes de usar todos os tipos de ambientes. Estes resultados mostram a capacidade extremamente reduzida dos pequenos mamíferos florestais de ocupar habitats antropogênicos, e a restrição das espécies invasoras, tanto as características de ambientes abertos como o Cerrado, quanto as espécies sinantrópicas originárias de outros países, a habitats antropogênicos. Nossos resultados sugerem que há possibilidade de que a intensificação da destruição da vegetação nativa favorecerá a invasão por espécies de áreas abertas e originárias de outros países, as quais poderão dominar paisagens muito alteradas, e que alguns tipos de matriz, como a vegetação em estádios iniciais, são habitats alternativos importantes que deverão ser manejados para aumentar a conectividade entre populações de espécies florestais neotropicais.

Palavras-chave: Área de agricultura, Área rural com construções, Espécies invasoras, Fragmentação de habitat, Mata Atlântica, Matrizes antropogênicas, Pequenos mamíferos, Plantações homogêneas, Regeneração florestal

INTRODUÇÃO

A conectividade, definida como a capacidade da paisagem de facilitar o fluxo de organismos, sementes ou grãos de pólen (Urban & Shugart 1986), depende da presença de estruturas lineares de ligação, chamadas de corredores, de pontos de ligação (“stepping-stones”) e da permeabilidade dos tipos de matriz que envolvem os remanescentes (Taylor et al. 1993; Fahrig & Merriam 1994; Aberg et al. 1995; Metzger & Décamps 1997; Rosenberg et al. 1997; Jules & Shahani 2003; Murphy & Lovett-Doust 2004).

Entretanto, a matriz, conjunto de ambientes alterados que envolvem os remanescentes de habitat em paisagens alteradas pelo homem, foi considerada até recentemente pouco importante, inóspita e homogênea (Ricketts 2001; Vandermeer & Carvajal 2001; Jules & Shahani 2003). Ainda hoje grande ênfase tem sido dada ao papel de corredores para a conectividade das populações em paisagens fragmentadas (Gonzalez et al. 1998; Perault & Lomolino 2000; Ricketts 2001; Vandermeer & Carvajal 2001; Tewksbury et al. 2002; Jules & Shahani 2003; Pardini et al. 2005; Uezu et al. 2005), enquanto são escassos os trabalhos que enfatizem este papel exercido pela matriz (Gustafson & Gardner 1996; Renjifo 2001; Fahrig 2001; Vandermeer & Carvajal 2001; Jules & Shahani 2003; Cook et al. 2004).

Estudos recentes teóricos e alguns empíricos sugerem que a matriz exerce um papel fundamental, influenciando o grau de isolamento de populações. Estes estudos mostram que a matriz funciona como um mosaico de unidades com diferentes graus de permeabilidade, com cada unidade oferecendo diferentes resistências ao deslocamento ou à ocorrência de diferentes espécies (Pither & Taylor 1998; Hokit et al. 1999; Ricketts 2001). Além disso, a matriz complementa a efetividade de corredores (Hudgens & Haddad 2003) ou pode atuar de forma sinérgica na facilitação do deslocamento de espécies em paisagens fragmentadas (Baum et al. 2004). Por outro lado, a matriz pode facilitar a propagação de perturbações, como o fogo e espécies predadoras, parasitas ou invasoras (Janzen 1986; Rolstad 1991), que podem penetrar em habitats de espécies nativas e causar impactos (Ganzhorn 2003).

Trabalhos que investigam os atributos ecológicos das espécies relacionados à sensibilidade à fragmentação mostram que a capacidade de ocupar ou se deslocar pela matriz é um atributo fundamental para a manutenção de espécies em paisagens fragmentadas em regiões temperadas (Nupp & Swihart 2000), sub-tropicais (Renjifo 2001), e nas florestas tropicais da Austrália (Laurance 1991; Laurance 1994; Bentley et al. 2000; Davies et al. 2000), Amazônia (Klein 1989; Dale et al. 1994; vários autores em Laurance & Bierregaard 1997; Gascon et al. 1999; Laurance et al. 2002; Antongiovanni & Metzger 2005) e Mata Atlântica (De Castro & Fernandez 2004). Em revisão recente sobre diversos atributos ecológicos possivelmente relacionados à sensibilidade à fragmentação em regiões temperadas e tropicais, Henle et al. (2004) incluíram a capacidade de uso da matriz pelas espécies como um dos seis atributos principais.

O avanço da urbanização e de novas fronteiras agrícolas sobre as florestas tropicais, incluindo a maioria das áreas prioritárias para a conservação como, por exemplo, a Mata Atlântica (Conservation International et al. 2000), está ocorrendo de forma desordenada e muito acelerada. Para regiões tropicais, no entanto, faltam muitas vezes informações básicas sobre como as espécies respondem aos diferentes ambientes antropogênicos presentes em paisagens alteradas. Há poucos estudos que investigaram a presença ou abundância de espécies nativas em ambientes de matriz em paisagens tropicais (México - Estrada et al. 1997; Medellín et al. 2000, Costa Rica - Daily et al. 2003, Panamá - Petit & Petit 2003, Austrália - Bentley et al. 2000, Floresta Amazônia - Da Silva et al. 1996; Gascon et al. 1999; Laurance et al. 2002, florestas subtropicais dos Andes - Renjifo 2001).

Da extensão original de mais de 1 milhão de quilômetros quadrados do domínio Mata Atlântica, restam atualmente cerca de 8% (Conservation International et al. 2000). Embora a Mata Atlântica seja uma das áreas tropicais mais diversas e ameaçadas, são escassos os trabalhos neste bioma que forneçam dados quantitativos por espécie em um ou mais tipos de matriz (Dietz et al. 1975; Stallings 1989; Stevens & Husband 1998; Da Silva 2001; Feliciano et al. 2002; Gheler-Costa et al. 2002; Pardini 2004). Para aves, há os trabalhos de Willis (2003) e Willis & Oniki (2002).

Paisagens fragmentadas em Mata Atlântica são formadas pelos mais variados tipos de uso de solo (Conservation International et al. 2000). Entretanto, entre os cinco trabalhos que amostraram a comunidade de pequenos mamíferos em dois ou mais tipos de matriz em áreas de Mata Atlântica, apenas dois focaram paisagens com menos de

50% de florestas remanescentes (Dietz et al. 1975, Gheler-Costa et al. 2002), que representa o estado de fragmentação da grande maioria das áreas do bioma, e apenas dois amostraram diferentes réplicas para cada ambiente (Stallings 1989, Pardini 2004). Portanto, não há informações quantitativas, comparáveis ao observado em remanescentes florestais, sobre o uso dos tipos predominantes de matriz em paisagens de Mata Atlântica com proporções baixas de florestas remanescentes.

Por meio da coleta de dados padronizada em 23 sítios de amostragem, temos como objetivo comparar a distribuição de espécies e a composição e diversidade das comunidades de pequenos mamíferos entre remanescentes de Mata Atlântica e os quatro tipos predominantes de matriz adjacente, em Caucaia do Alto, SP, Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Área e sítios de estudo

A região de estudo localiza-se no sub-distrito de Caucaia do Alto, municípios de Cotia e Ibiúna, Estado de São Paulo, Brasil (23°35'S, 23°50'S; e 46°45'W, 47°15'W). A altitude na região varia de 850 a 1100 m (Ross & Moroz 1997). A média da temperatura máxima é de 27°C e a média da temperatura mínima é de 11°C. A precipitação varia em torno de 1.300-1.400 mm/ano e é sazonalmente variável, com os meses mais frios e secos indo de abril a agosto. A vegetação é do tipo Floresta Ombrófila Densa Montana (Oliveira-Filho & Fontes 2000). A região contém a Reserva do Morro Grande (23°39'S - 23°48'S; 46°47'W - 47°55'W) com 9.400 ha contínuos de matas secundárias e maduras (Figura 1). À sudoeste da Reserva, estende-se uma paisagem fragmentada com 31% cobertos por floresta (vegetação nativa em estágio intermediário a avançado de regeneração). Ao redor dos remanescentes florestais, predominam na região áreas de agricultura (38%), áreas rurais ou urbanas com construções (14%), vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração (7%) e as plantações homogêneas de pinheiros e eucaliptos (7%) (Figura 1).

A comunidade de pequenos mamíferos foi amostrada em 23 sítios. Sete destes sítios estavam localizados em remanescentes florestais, três em floresta contínua (Reserva do Morro Grande - CON) e quatro em fragmentos florestais (entre 50 e 275 ha - FRA), todos em estágio intermediário de regeneração. Dezesesseis sítios foram distribuídos na matriz, igualmente distribuídos nos quatro tipos predominantes: quatro

em áreas de agricultura (AGR), quatro em áreas rurais com construções (RUR), quatro em áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração (INI) e quatro plantações homogêneas de eucalipto (EUC) (Figura 1).

Na floresta contínua, os três sítios foram selecionados ao acaso, com uma distância mínima de 2 km entre um do outro para manter entre eles distância semelhante à observada entre os sítios de amostragem dos demais ambientes estudados (média e desvio-padrão por categoria: fragmentos florestais 3.93 e 1.81 km; áreas de agricultura - 2.46 e 1.21 km; áreas rurais com construções - 4.15 e 1.85 km; vegetação em estádios iniciais - 2.88 e 1.96 km e plantação de eucalipto - 4.10 e 1.27 km, não sendo diferentes estatisticamente entre tipos de habitats – ANOVA, $F = 1.338$; $p = 0.283$). Os quatro fragmentos estudados representam os maiores remanescentes da paisagem fragmentada. Já os sítios de amostragem dos ambientes alterados da matriz foram posicionados nas maiores manchas disponíveis que apresentavam contato com fragmentos florestais, a 20 m dos mesmos, com exceção das áreas rurais com construções em que isso não foi possível.

As áreas de agricultura representam áreas de cultivo de hortaliças e milho ou campo em pousio há menos de um ano. As áreas rurais com construções são representadas por áreas sem vegetação onde se localizam galpões, casas de alvenaria e estufas. As áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração são representadas por vegetação arbustiva ou arbustivo-arbórea. As áreas de plantação de eucalipto representam plantação homogênea, com sub-bosque praticamente ausente.

Coleta de dados

Em cada um dos 23 sítios de amostragem, foram demarcadas duas linhas paralelas de 165 m distantes 20 m uma da outra. Cada linha continha 12 estações de captura com espaçamento de 15 m entre elas, totalizando 24 estações por sítio. Em cada estação, foram dispostas duas armadilhas Sherman, uma grande (37,5 x 10 x 12 cm) e uma pequena (23 x 7,5 x 8,5 cm), totalizando 48 armadilhas por sítio. Nos sítios localizados em vegetação arbórea ou arbustivo-arbórea (florestas contínuas, fragmentos, áreas em estádios iniciais de regeneração e plantações de eucalipto), as armadilhas em cada estação foram colocadas a duas alturas, no chão e a 1.0 m de altura, e foram alternadas as alturas das armadilhas grandes e pequenas entre estações adjacentes. Já nas áreas de agricultura, as duas armadilhas de cada estação foram colocadas no chão,

distantes um metro uma da outra. Por último, nos sítios de área rural com construções, as 48 armadilhas foram distribuídas com cerca de 5 m ou mais de distância entre elas, em locais relativamente protegidos, pois a distribuição sistemática não foi possível pela presença de pessoas, animais domésticos e carros. As armadilhas foram iscadas com banana e uma mistura de creme de amendoim, fubá e sardinha.

Cada sítio foi amostrado por sete dias consecutivos, totalizando um esforço de 336 armadilhas-noite por sítio e 7.728 armadilhas-noite em Caucaia do Alto. Para evitar contagem e medições redundantes, os espécimes capturados foram marcados com brincos metálicos numerados (Fish and small animal tag-size 1- National Band and Tag Co., Newport, Kentucky). Parte dos indivíduos capturados foi coletada para identificação das espécies, realizada no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo por R. Rossi e A. R. Percequillo. Foi formada uma coleção de referência, cujos espécimes serão depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. Os oito sítios de amostragem em floresta contínua e fragmentos florestais foram amostrados em abril de 2004 e os sítios pertencentes aos quatro tipos de matriz foram amostrados em agosto de 2004, portanto dentro de um período de cinco meses.

Análises dos dados

Considerando os sete dias de amostragem, para cada sítio, calculamos a riqueza total (número de espécies), a abundância total (soma do número de indivíduos capturados de todas as espécies) e a abundância das espécies (soma do número de indivíduos capturados por espécie).

Foram aplicadas análises de variância de um fator para comparar as variáveis da comunidade de pequenos mamíferos entre grupos de ambientes. O teste de Bartlett foi aplicado anteriormente para investigar a existência de homogeneidade de variâncias para cada uma das variáveis da comunidade e para cada uma das comparações realizadas, com ranqueamento dos dados para as variáveis que apresentaram variâncias não-homogêneas. Para as espécies que não foram capturadas em pelo menos um dos grupos de ambientes analisados, a comparação da abundância entre ambientes foi realizada utilizando o teste não-paramétrico da mediana, com valor de p obtido a partir do teste de Fisher, que é indicado para comparações de frequências baixas (Zar 1999).

Cinco comparações entre grupos de ambientes foram escolhidas usando o procedimento de contrastes ortogonais (Montgomery 2001). Este procedimento permite

escolher k número de comparações (contrastes) igual ao número de categorias menos 1 (no caso, há 6 categorias ou tipos de ambientes e $k = 5$). A variância total é particionada entre contrastes, que são assim independentes e não aumentam a probabilidade de erro do tipo I. Análises de variância de um fator ou teste da mediana foram realizadas entre:

- contraste 1 – (CON + FRA + INI) e (EUC + AGR + RUR) para comparação entre vegetação nativa e habitats antropogênicos;
- contraste 2 – (CON + FRA) e (INI) para comparação entre diferentes estádios de regeneração da vegetação nativa;
- contraste 3 – CON e FRA para investigação do efeito da fragmentação da vegetação nativa em estágio intermediário de regeneração;
- contraste 4 – EUC e (AGR + RUR) para comparação entre habitats antropogênicos com e sem estrutura florestal;
- contraste 5 - AGR e RUR para comparação entre habitats antropogênicos abertos com e sem construções.

Todas as análises foram realizadas no pacote estatístico Statistica 6.0 (StatSoft, Inc. 2001).

Para sintetizar a resposta das espécies aos diferentes ambientes, e caracterizar os ambientes com relação à comunidade de pequenos mamíferos, foi realizada uma análise de agrupamento no modo R utilizando o índice de Jaccard e método de agrupamento UPGMA no programa MVSP 3.13m (Kovach Computing Service 2004), considerando os 23 sítios de amostragem e as 21 espécies de pequenos mamíferos capturadas.

RESULTADOS

Foram capturados 287 indivíduos pertencentes a 21 espécies de pequenos mamíferos (15 roedores e seis marsupiais) com o esforço de 7.728 armadilhas-noite distribuído em seis categorias de ambientes em Caucaia do Alto. A riqueza por sítio variou de zero a sete espécies e a abundância por sítio variou de um a 43 indivíduos. Mais da metade do total de indivíduos capturados foi representada pelos roedores *A. montensis* e duas espécies do gênero *Oligoryzomys* (Tabela 1). Os sítios de vegetação nativa (CON, FRA, INI) abrigaram 16 das 21 espécies capturadas em Caucaia e mais da metade do número de indivíduos capturados, enquanto os sítios de habitat antropogênico (EUC, AGR, RUR) abrigaram 11 espécies e 111 indivíduos (Tabela 1).

Vegetação nativa e habitats antropogênicos

A riqueza de pequenos mamíferos tendeu a ser maior em sítios de vegetação nativa que em sítios em habitats antropogênicos (EUC, AGR e RUR), embora esta diferença não tenha sido significativa (Tabela 2). Já a abundância total da comunidade não variou significativamente entre sítios de vegetação nativa e em habitats antropogênicos (Tabela 2).

Dez espécies foram capturadas exclusivamente em vegetação nativa (Tabela 1). Destas, a abundância de quatro (*D. sublineatus*, *M. incanus*, *O. angouya* e *O. russatus*) foi significativamente maior nos sítios de vegetação nativa (Tabela 2). Por outro lado, sete espécies foram capturadas exclusivamente em habitats antropogênicos (Tabela 1). Destas, *O. flavescens* foi significativamente mais abundante em habitats antropogênicos, e *C. tener* tendeu de ser mais abundante nestes ambientes. (Tabela 2).

Quatro espécies foram capturadas tanto em sítios de vegetação nativa como em habitats antropogênicos (Tabela 1). Destas, *M. paraguayanus* e *G. microtarsus* apresentaram apenas uma captura fora de vegetação nativa (Tabela 1). Das espécies presentes em remanescentes de florestas, tanto contínuos quanto fragmentados, apenas os roedores *A. montensis* e *O. nigripes* foram capazes também de colonizar eficientemente todos os tipos de matriz (Tabela 1).

Estádios de regeneração da vegetação nativa

Não houve diferença significativa de riqueza e abundância da comunidade de pequenos mamíferos entre estádios de regeneração da vegetação nativa.

Das 10 espécies presentes exclusivamente em áreas de vegetação nativa (Tabela 1), três não foram capturadas nos sítios em estádios iniciais de regeneração (*O. russatus*, *Monodelphis americana* e *Didelphis aurita*), mas a abundância de nenhuma delas foi significativamente mais alta nos sítios de floresta (Tabela 3). *A. montensis* e *O. nigripes* aumentaram significativamente, enquanto *M. incanus* diminuiu significativamente de abundância nos estádios menos desenvolvido (iniciais) em relação a sítios com vegetação florestal (estádio intermediário) (Tabela 3).

Fragmentação da vegetação nativa em estágio intermediário de regeneração

Embora não tenha havido diferença significativa entre florestas fragmentadas e contínuas quanto à riqueza total de pequenos mamíferos, os valores de abundância total e do roedor *O. russatus* foram significativamente menores nas florestas fragmentadas (Tabela 4).

Matrizes antropogênicas com e sem estrutura florestal

A abundância total de pequenos mamíferos foi significativamente maior na matriz antropogênica com estrutura florestal em relação às matrizes antropogênicas sem estrutura florestal. Porém, a riqueza total não foi significativamente diferente entre estes ambientes.

Na comparação entre sítios da matriz antropogênica com estrutura florestal (EUC) e sem (AGR, RUR), *A. montensis* e *O. nigripes* foram significativamente mais abundantes nas plantações de eucalipto que nos ambientes abertos das áreas de agricultura e área rural com construções (Tabela 5). *Gracilinanus* sp. foi capturado exclusivamente em plantação de eucalipto, enquanto *M. musculus*, *R. rattus* e *R. norvegicus* e as espécies *C. tener* e *B. lasiurus* foram capturadas exclusivamente em áreas abertas (Tabela 1), mas não houve variação significativa de abundância destas espécies entre os ambientes (Tabela 5).

Habitats antropogênicos abertos com e sem construções

Na comparação entre habitats antropogênicos abertos com e sem construções, não houve diferença significativa para a riqueza ou abundância da comunidade de pequenos mamíferos (Tabela 6). *M. musculus*, *R. rattus* e *R. norvegicus* foram capturados preferencialmente em habitats antropogênicos abertos com construções, enquanto *C. tener* e *B. lasiurus* foram capturados preferencialmente em habitats sem construções (Tabela 1).

Síntese das respostas da comunidade de pequenos mamíferos aos diferentes ambientes do mosaico

O dendrograma da análise de agrupamento (Figura 2) demonstra a existência de três grupos de espécies que apresentam associação na distribuição entre os habitats do mosaico de Caucaia do Alto. Um dos grupos inclui seis espécies, quatro (*M. musculus*, *R. rattus*, *R. norvegicus*, *C. tener*, *B. lasiurus* e *O. flavescens*) exclusivamente

encontradas em habitats antropogênicos, mais duas espécies encontradas em todos os tipos de habitats (*A. montensis* e *O. nigripes*). O segundo grupo inclui três espécies encontradas apenas (*Oxymycterus* cf. *rufus* e *Brucepattersonius* aff. *soricinus*) ou principalmente (*O. angouya*) em áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração. Finalmente, o terceiro grupo inclui sete espécies encontradas exclusivamente ou principalmente em floresta nativa e três espécies encontradas em floresta nativa e/ou plantações de eucalipto (*G. microtarsus*, *Gracilinanus* sp. e *M. paraguayanus*).

DISCUSSÃO

Vegetação nativa e habitats antropogênicos

Na paisagem complexa de Caucaia do Alto, a principal segregação na distribuição das espécies de pequenos mamíferos ocorreu entre a vegetação nativa e os habitats antropogênicos, com apenas duas espécies capazes de usar com sucesso ambos os tipos de ambientes. Além disso, as áreas de vegetação nativa tendem a abrigar comunidades mais ricas, com um maior número de espécies no total e em média por sítio de amostragem do que as áreas antropogênicas.

As espécies presentes apenas nos habitats antropogênicos são originárias de outras partes do mundo, ou possuem sua distribuição geográfica central nos biomas brasileiros de vegetação aberta. As espécies exóticas são os três roedores de distribuição mundial associados às populações humanas (*R. rattus*, *R. norvegicus* e *M. musculus*). *O. flavecens* possui sua distribuição central no sul do Brasil, na vegetação aberta de “Campos Sulinos”, enquanto *B. lasiurus* e *C. tener* possuem sua distribuição central na vegetação de Cerrado (Francisco et al. 1995; Fonseca et al. 1996). Ainda que estas três espécies provavelmente ocorriam originalmente no bioma da Mata Atlântica, a sua distribuição deve ter sido restrita a manchas de vegetação abertas, pequenas e naturais, pois não encontramos nenhum registro destas espécies em inventários publicados de pequenos mamíferos realizados em grandes remanescentes florestais no bioma Mata Atlântica (Stallings 1989; Bergallo & Magnusson 1999; Bonvicino et al. 2002; Vieira & Monteiro-Filho 2003; Pardini 2004; Pardini & Umetsu *no prelo*). Estes resultados sugerem que a expansão das atividades humanas e dos habitats antropogênicos favoreça o avanço de espécies exóticas e de outros biomas nas paisagens de Mata Atlântica.

Todas as outras espécies de pequenos mamíferos encontradas em Caucaia do Alto são típicas de Mata Atlântica, incluindo cinco (os marsupiais *D. aurita*, *G. microtarsus* e *M. incanus*, e os roedores *D. sublineatus* e *T. nigrita*) que são endêmicos a este bioma (Fonseca et al. 1996). Entre estes, apenas *A. montensis* e *O. nigripes* foram capazes de ocupar a vegetação nativa e os ambientes antropogênicos, podendo ser consideradas espécies generalistas. De fato, espécies pertencentes aos gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys* ocorrem não apenas em remanescentes florestais grandes de Mata Atlântica (Stallings 1989; Bergallo & Magnusson 1999; Bonvicino et al. 2002; Vieira & Monteiro-Filho 2003; Pardini 2004; Pardini & Umetsu *no prelo*), mas também em áreas alteradas e abertas (Katz et al. 2001; Feliciano et al. 2002) e em plantações de árvores exóticas (Stallings 1991; Gheler-Costa et al. 2002; Pardini 2004). Entretanto, elas são geralmente menos comuns em florestas intactas que em bordas de fragmentos florestais (Pardini 2004) ou em habitats perturbados, abertos ou antropogênicos (Stallings 1989; Feliciano et al. 2002), onde são as espécies dominantes de pequenos mamíferos.

A distribuição observada de pequenos mamíferos entre os tipos de habitats está de acordo com a variação na sensibilidade destas espécies à fragmentação nesta paisagem (Pardini et al. 2005). As três espécies que sofrem declínio drástico de abundância nos fragmentos em comparação à floresta contínua (*O. russatus*, *T. nigrita* e *D. sublineatus*) estão entre as que não foram capazes de ocupar habitats antropogênicos, enquanto as espécies generalistas (*A. montensis* e *O. nigripes*) estão entre as que não foram afetadas ou foram positivamente afetadas pela redução do tamanho do fragmento nesta paisagem. Como observado em outros trabalhos nas florestas tropicais (Laurance 1991; Gascon et al. 1999; Davies et al. 2000; Renjifo 2001; De Castro & Fernandez 2004; Antongiovanni & Metzger 2005), a capacidade de ocupar a matriz parece ser um bom parâmetro para prever a vulnerabilidade das espécies à fragmentação em Caucaia.

Como a maioria das espécies encontradas nos remanescentes florestais de Caucaia do Alto mostrou ser intolerante aos habitats antropogênicos, mudanças na paisagem tais como o aumento de áreas abertas ou a eliminação de vegetação nativa, florestal ou em estádios iniciais, levarão a uma grande perda de diversidade, em médio ou longo prazo. Apenas as espécies tolerantes, como as generalistas *Akodon* e *Oligoryzomys* e as características de outros biomas ou países, que aparentemente se beneficiam da fragmentação da paisagem, teriam sua permanência assegurada neste tipo

de paisagem muito alterada. De fato, várias espécies florestais já desapareceram de remanescentes isolados menores que 50 ha em Caucaia do Alto (Pardini et al. 2005).

As mudanças aqui observadas na composição e abundâncias relativas na comunidade de pequenos mamíferos podem levar a conseqüências negativas em paisagens muito alteradas. Em primeiro lugar, é sabido que pequenos mamíferos possuem papel importante na dinâmica das florestas devido à predação diferencial de sementes e de plântulas (Sánchez-Cordero & Martinez-Gallardo 1998; Vieira et al. 2003) e à dispersão de fungos micorrízicos e de sementes (Janos et al. 1995; Sánchez-Cordero & Martinez-Gallardo 1998; Brewer & Rejmanek 1999; Vieira & Izar 1999). Assim, a perda de espécies florestais poderá ter conseqüências negativas para a regeneração da floresta e para a restauração da paisagem. Em segundo lugar, estas mudanças na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos associadas às alterações antropogênicas na estrutura da paisagem podem ter conseqüências graves relacionadas à saúde humana. De fato, a presença de áreas rurais com construções e o aumento da fragmentação levaram a uma incidência significativamente maior de hanta-vírus em uma espécie generalista e amplamente distribuída de roedor, nas diversas paisagens temperadas do Canadá comparadas por Langlois et al. (2001). No Estado de São Paulo, é sabido que as espécies generalistas presentes em habitats antropogênicos, *O. nigripes* e *A. montensis*, assim como algumas das espécies do Cerrado como *B. lasiurus*, estão entre as que apresentam alta prevalência de hanta-vírus (Katz et al. 2001).

Estádios de regeneração da vegetação nativa

Nossos resultados enfatizam a importância da vegetação nativa em estádios successionais iniciais para as espécies de pequenos mamíferos encontradas nos remanescentes de floresta (estádio intermediário de regeneração). Em Caucaia, a maioria destas espécies esteve ausente dos habitats antropogênicos. Por outro lado, várias destas espécies estiveram presentes nas áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração. Estes resultados apontam para a importância da regeneração natural para a restauração de paisagens fragmentadas de Mata Atlântica.

Dentre as espécies presentes nos remanescentes de floresta, excluindo-se *A. montensis* e *O. nigripes*, que ocupam todos os ambientes disponíveis na paisagem, metade ocorreu também em vegetação em estádios iniciais. De fato, os resultados obtidos por Malcolm (1997) mostram que fragmentos cercados por floresta secundária

têm relativamente mais espécies de pequenos mamíferos, em comparação com outros fragmentos cercados por pastos. Em Caucaia, fragmentos pequenos conectados a fragmentos maiores por corredores de vegetação nativa em estádios iniciais e intermediários de regeneração abrigam comunidades de pequenos mamíferos mais ricas, mais abundantes e espacialmente menos variáveis que aquelas em fragmentos isolados (Pardini et al. 2005). Apesar do fato de que os estádios iniciais de regeneração parecem desempenhar papel importante para a conectividade de paisagens fragmentadas, os estádios iniciais de regeneração recebem menos proteção da legislação brasileira em relação aos estádios primários, avançados e intermediários de regeneração de Mata Atlântica (Decreto 750, de 10 de fevereiro de 1993), o que leva à prática comum de retardar o processo de regeneração natural para garantir o uso futuro da terra.

Em uma revisão sobre os efeitos da regeneração florestal para a fauna, Dunn (2004) concluiu que a vegetação nativa em regeneração nos trópicos é de importância fundamental para a conservação de espécies florestais, já que, em relativamente poucos anos, tornam-se florestas secundárias capazes de conter uma riqueza similar à de florestas maduras. Neste trabalho de revisão, Dunn (2004) demonstrou que invertebrados, anfíbios e répteis, além de aves, mamíferos não-voadores e morcegos, exibem resposta geral de acréscimo de riqueza com o aumento do tempo durante o qual a vegetação está em regeneração.

Embora não tenhamos encontrado aumento de riqueza nos sítios em estágio intermediário em comparação aos estádios iniciais de regeneração, nossos resultados indicam que o processo de regeneração leva a alterações na fauna de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica. Quatro espécies dos remanescentes de floresta (*O. russatus*, *G. microtarsus*, *M. paraguayanus* e *M. americana*) não foram encontradas nas áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração em Caucaia. Por outro lado, este tipo de vegetação em estádios iniciais abriga pelo menos uma espécie, *Oxymycterus* cf. *rufus*, que não foi encontrada nos remanescentes de floresta de Caucaia do Alto neste ou em outros trabalhos na região (Pardini et al. 2005; Pardini & Umetsu *no prelo*) e que possivelmente ocupa apenas estádios iniciais de regeneração. Além disso, a contribuição relativa de várias espécies diferiu significativamente entre os estádios iniciais e intermediários de regeneração da vegetação nativa. Em particular, *A. montensis* e *O. nigripes* são significativamente mais comuns nos estádios iniciais de regeneração. Em contraste, o marsupial escansorial *M. incanus* é mais comum no

estádio intermediário de regeneração. Neste contexto, as únicas espécies a aumentarem de abundância nos estádios iniciais são as generalistas, presentes em todos os habitats amostrados, independentemente da presença de vegetação nativa.

Fragmentação da vegetação nativa em estágio intermediário de regeneração

Pequenos mamíferos das florestas neotropicais já foram considerados pouco sensíveis à redução de habitat (Fonseca & Robinson 1990; Malcolm 1997), mas estes estudos ou investigaram o efeito de redução de habitat em florestas em estádios de regeneração diferentes, dificultando a separação de fatores (Fonseca & Robinson 1990), ou foram realizados em paisagens com proporções de florestas remanescentes bastante altas (Malcolm 1997; Pardini 2004). Os resultados obtidos em Caucaia do Alto indicam que a maioria das espécies de pequenos mamíferos que ocupa os remanescentes de Mata Atlântica não é capaz de ocupar outros habitats que não a vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração e, portanto, devem ter suas populações isoladas nos remanescentes e sujeitas a extinções estocásticas em fragmentos pequenos de paisagens com baixa proporção de remanescentes (Brown & Kodric-Brown 1977, Wilcox & Murphy 1985). De fato, os remanescentes menores que 50 ha em Caucaia do Alto abrigam menos espécies e menos indivíduos do que os remanescentes maiores, independentemente da variação na estrutura da vegetação (Pardini et al. 2005), e várias espécies de pequenos foram extintas em fragmentos de Mata Atlântica na região de Poço das Antas (De Castro & Fernandez 2004).

Neste estudo, os resultados obtidos sobre os efeitos da fragmentação são conservativos, pois os fragmentos escolhidos eram relativamente grandes (>50ha), sendo que na região, a maioria dos fragmentos tem entre 35 e 15 ha. Mesmo assim, a fragmentação de florestas nativas no mesmo estágio de regeneração levou à queda na abundância total, representada pela resposta conjunta de várias espécies, e na abundância individual do roedor terrestre *O. russatus*, a espécie que domina a comunidade de áreas contínuas. Em Caucaia, esta é uma das várias espécies de pequenos mamíferos presentes na floresta e que não ocupam a matriz, e também foi tido como bastante sensível à fragmentação de acordo com resultados anteriores (Pardini et al. 2005). Além disso, nenhuma espécie aumentou em abundância da floresta contínua para a fragmentada, e a riqueza média diminuiu, embora de forma não-significativa.

Habitats antropogênicos com e sem estrutura florestal

No mundo todo, as plantações homogêneas de árvores exóticas ocupam uma extensa área (Lindenmayer & Hobbs 2004) e estão expandindo rapidamente no Brasil (Kronka 2003). Porém poucos estudos sistemáticos foram feitos nestes ambientes para avaliar os impactos na biodiversidade e propor formas de manejo (Lindenmayer & Hobbs 2004). Alguns autores sugeriram que a permeabilidade da matriz aumenta com a maior similaridade na estrutura do habitat entre o habitat original e o alterado (Taylor et al. 1993), uma hipótese que encontra suporte em vários trabalhos (Aberg et al. 1995; Medellín et al. 2000; Ricketts 2001).

Nossos resultados sugerem que habitats como plantações homogêneas de eucalipto possam apresentar uma baixa permeabilidade às espécies florestais tropicais, pois, em Caucaia do Alto, apenas duas espécies de pequenos mamíferos foram encontradas nestes ambientes, além das generalistas *A. montensis* e *O. nigripes*. Assim, a vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração parece ser mais permeável às espécies florestais tropicais do que as plantações homogêneas.

De fato, entre os trabalhos realizados na Mata Atlântica com pequenos mamíferos, valores baixos tanto de riqueza quanto de abundância em plantações homogêneas de eucalipto sem sub-bosque nativo foram obtidos também por Dietz et al. (1975) e por Stallings (1991). Em plantações com um sub-bosque bem desenvolvido (Stallings 1991) ou em plantações sombreadas por árvores nativas (Pardini 2004), pode ser registrada maior riqueza de pequenos mamíferos, e são abrigadas outras espécies além de *Akodon* e *Oligoryzomys*. Como sugerido por Lindenmayer & Hobbs (2004), a manutenção de um sub-bosque de espécies nativas bem desenvolvido é uma técnica de manejo importante para melhorar a permeabilidade e destes ambientes a espécies florestais.

Habitats antropogênicos abertos com e sem construções

Em Caucaia, encontramos valores baixos de riqueza e de abundância em habitats antropogênicos abertos. A baixa permeabilidade destes ambientes para pequenos mamíferos dos remanescentes de floresta é apoiada pelos resultados esparsos encontrados na literatura sobre outras áreas abertas no bioma Mata Atlântica (Stallings 1989; Stevens & Husband 1998; Katz et al. 2001; Feliciano et al 2002; Gheler-Costa et al. 2002).

Em campos com agricultura, o uso freqüente de pesticidas e de outros produtos químicos, além do constante revolvimento da terra, dificulta a regeneração da vegetação nativa, que também não pode ocorrer em áreas rurais com construções. Portanto, estes habitats antropogênicos abertos parecem ser áreas muito expostas tanto em termos de condições micro-climáticas quanto de disponibilidade de abrigos e de riscos de predação/mortalidade (Rodríguez et al. 2001; Zollner & Lima 2005), além de não oferecerem recursos alimentares adequados para espécies de pequenos mamíferos florestais.

No presente estudo, as espécies sinantrópicas foram capturadas exclusivamente em áreas rurais com construções, enquanto as espécies mais características do bioma aberto do Cerrado foram capturadas quase exclusivamente em área de agricultura. A invasão biológica é considerada uma das principais causas de perda de biodiversidade (Walker & Steffen 1997; Allendorf & Lundquist 2003) e os efeitos negativos de espécies invasoras sobre o ecossistema nativo podem ser agravados em paisagens fragmentadas, onde a vegetação original foi alterada pelo homem (Hobbs, 2001). Em particular, o efeito negativo da espécie *Rattus rattus* sobre a fauna nativa de florestas tropicais já foi registrado em várias ocasiões (Stephenson 1993; Stephenson et al. 1994; Goodman 1995; Downes et al. 1997; Myers et al. 2000; Ganzhorn 2003). Em algumas situações, esta espécie exótica pode se tornar a dominante (Lynam 1997; Shanker 2001) ou ser capaz de ocupar remanescentes relativamente intactos de floresta tropical (Goodman & Carleton 1996; Wu et al. 1996; Lehtonen et al. 2001).

Espécies exóticas, assim como as características de biomas com vegetação aberta, têm sido encontradas em áreas no bioma Mata Atlântica. Ainda que nenhum registro destas espécies tenha sido feito em remanescentes grandes e intactos de Mata Atlântica (Bergallo & Magnusson 1999; Bonvicino et al. 2002; Vieira & Monteiro-Filho 2003; Pardini 2004; Pardini & Umetsu *no prelo*), elas geralmente ocupam habitats antropogênicos e fragmentos florestais altamente perturbados (Katz et al. 2001; Bonvicino et al. 2002; Feliciano et al. 2002; Gheler-Costa et al. 2002; Pardini et al. 2005). Isto indica a possibilidade de que a intensificação da destruição da vegetação nativa favorecerá espécies invasoras, as quais poderão dominar paisagens muito alteradas. Este avanço de espécies exóticas e não-típicas da Mata Atlântica está provavelmente associado à expansão de habitações humanas e à fragmentação, pois registros destas espécies não foram encontrados em clareiras ou em fragmentos na

Amazônia Central, onde a paisagem é ainda dominada por floresta madura (Gascon et al. 1999).

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho mostram a forte segregação na comunidade de pequenos mamíferos entre a vegetação nativa e habitats antropogênicos, indicando a capacidade extremamente reduzida das espécies florestais de pequenos mamíferos de ocupar habitats antropogênicos, incluindo aqueles de estrutura florestal como as plantações de eucalipto. Isto sugere que as populações de espécies de Mata Atlântica estejam isoladas em remanescentes florestais em paisagens com baixa proporção de floresta nativa remanescente e, por conseqüência, estejam vulneráveis a extinções locais a médio ou a longo prazo. Como a Mata Atlântica encontra-se reduzida atualmente a cerca de 8% de sua extensão original, esta situação põe em risco a grande diversidade e o alto número de endemismos deste bioma.

Por outro lado, nossos resultados indicam que a vegetação em estádios iniciais de regeneração possa apresentar uma razoável permeabilidade para os pequenos mamíferos florestais, e que a regeneração natural tenha o potencial de aumentar a conectividade funcional em paisagens de Mata Atlântica.

Finalmente, a expansão de espécies exóticas ou de áreas abertas em habitats antropogênicos no bioma Mata Atlântica enfatiza o potencial de paisagens muito perturbadas serem dominadas por espécies exóticas e não-características, com conseqüências negativas para a restauração da paisagem e para a saúde humana.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a J.P. Metzger e M.C. Ribeiro pelo auxílio na análise da estrutura da paisagem; A. Percequillo e R. Rossi pela identificação das espécies de pequenos mamíferos; M. Dixo, J.M.B. Ghellere, R.G. Pimentel, T.B. Breier, F.S. Cunha, H.M. Oyamaguchi e R. Iartelli pela ajuda imprescindível no trabalho de campo; e FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (99/05123-4, 02/10845) e WWF-Brasil (CSR 293-2003) pelos financiamentos. Este estudo é parte do projeto

“Conservação de paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo” - projeto BIOTA/ Caucaia.

BIBLIOGRAFIA CITADA

1. ABERG, J., G. JANSSON, J. E. SWENSON, & P. ANGELSTAM. 1995. The effect of matrix on the occurrence of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103:265-269.
2. ALLENDORF, F. W., & L. L. LUNDQUIST. 2003. Introduction: population biology, evolution, and control of invasive Species. *Conservation Biology* 17:24-30.
3. ANTONGIOVANNI, M., & J. P. METZGER. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-451.
4. BAUM, K. A., K. J. HAYNES, F. P. DILLEMUTH, & J. T. CRONIN. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85:2671-2676.
5. BENTLEY, J. M., C. P. CATTERALL, & G. C. SMITH. 2000. Effects of fragmentation of araucarian vine forest on small mammal communities. *Conservation Biology* 14:1075-1087.
6. BERGALLO, H. G., & W. E. MAGNUSSON. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80:472-486.
7. BONVICINO, C. R., S. M. LINDBERGH, & L. S. MAROJA. 2002. 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* 62:764-774.
8. BREWER S. W., & M. REJMANEK. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10:165-174.
9. BROWN, J. H., & A. KODRIC-BROWN. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*: 58:445-449.
10. CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO & SEMAD - INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG.2001. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF. Brasília.
11. COOK, W. M., R. M. ANDERSON, & E. W. SCHWEIGER. 2004. Is the matrix really inhospitable? Vole runway distribution in an experimentally fragmented landscape *Oikos* 104:5-14.
12. DALE, V. H., S. M. PEARSON, H. L. OFFERMAN, & R. V. O'NEILL. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8:1027-1036.
13. DAVIES, K. F., C. R. MARGULES, & J. F. LAWRENCE. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81:1450-1461.
14. DE CASTRO, E. B. V., & F. A. S. FERNANDEZ. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73-80.

15. DIETZ, J. M., E. A. COUTO, A. C. ALFENAS, A. FACCINI, & G. F. DA SILVA. 1975. Efeito de duas plantações de florestas homogêneas sobre populações de mamíferos pequenos. *Brasil Florestal* 6:54-57.
16. DOWNES, S. J., K. A. HANDASYDE, & M. A. ELGAR. 1997. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in South-Eastern Australia. *Biological Conservation* 82:379-383.
17. DUNN, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18:302-309.
18. FAHRIG, L., & G. MERRIAM. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50-59.
19. FAHRIG, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100:65-74.
20. FELICIANO, B. R., F. A. S. FERNANDEZ, D. DE FREITAS, & M. S. L. FIGUEIREDO. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67:304-314.
21. FICETOLA, G. F., & F. DE BERNARDI. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119:219-230.
22. FONSECA, G. A. B., & J. G. ROBINSON. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53:265-294.
23. FONSECA, G. A. B., G. HERRMANN, Y. L. R. LEITE, R. A. MITTERMEIER, A. B. RYLANDS, & J. L. PATTON. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
24. FRANCISCO A. L., W. E. MAGNUSSON, & T. M. SANAIOTTI. 1995. Variation in growth and reproduction of *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology* 11:419-428.
25. GANZHORN, J. U. 2003. Effects of introduced *Rattus rattus* on endemic small mammals in dry deciduous forest fragments of western Madagascar. *Animal Conservation* 6:147-157.
26. GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD, J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, & S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
27. GHELIER-COSTA, C., L. M. VERDADE, & A. F. DE ALMEIDA. 2002. Mamíferos não-voadores do campus Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19:203-214.
28. GOODMAN, S. M. 1995. *Rattus* on Madagascar and the dilemma of protecting the endemic rodent fauna. *Conservation Biology* 9:450-453.
29. GOODMAN S. M., & M. D. CARLETON. 1996. The rodents of the Réserve Naturelle Intégrale d'Andringitra, Madagascar. *Fieldiana: Zoology, New Series* 85:257-283.
30. GONZALEZ, A., J. H. LAWTON, F. S. GILBERT, T. M. BLACKBURN, & I. EVANS-FREKE. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science* 281:2045-2047.
31. GUSTAFSON, E. J., & R. H. GARDNER. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77:94-107.
32. HENLE, K., K.F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES, & J. SETTELE. 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.

33. HOBBS, R. J. 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in Southwestern Australia. *Conservation Biology* 15:1522-1528.
34. HOKIT, D. G., B. M. STITH, & L. C. BRANCH. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9:124-134.
35. HUDGENS, B. R., & N. M. HADDAD. 2003. Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. *The American Naturalist* 161:808-820.
36. JANOS D. P., C. T. SAHLEY, & L.H. EMMONS. 1995. Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in Amazonian Peru. *Ecology* 76:1852-1858.
37. JANZEN, D. H. 1986. The eternal external threat. Pp. 286-303 in *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. (M. E. Soule, ed.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
38. JULES, E. S., & P. SHAHANI. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14:459-464.
39. KATZ, G., R. J. WILLIAMS, M. S. BURT, L. T. M. SOUZA, L. E. PEREIRA, J. N. MILLS, A. SUZUKI, I. B. FERREIRA, R. P. SOUZA, V. A. F. ALVES, J. S. BRAVO, T. L. YATES, R. MEYER, W. SHIEH, T. G. KSIAZEK, S. R. ZAKI, A. S. KHAN, & C. J. PETERS. 2001. Hantavirus pulmonary syndrome in the State of São Paulo, Brazil, 1993-1998. *Vector Borne and Zoonotic Diseases* 1:181-190.
40. KLEIN, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70:1715-1725.
41. KOVACH COMPUTING SERVICE. 1999. MVSP versão 3.11b.
42. KRONKA, F. J. N. C. 2003. Mapeamento e quantificação do reflorestamento no Estado de São Paulo. *Florestar Estatístico* 6:19-27
43. LANGLOIS, J. P., L. FAHRIG, G. MERRIAM, & H. ARTSOB. 2001. Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. *Landscape Ecology* 16:255-266.
44. LAURANCE, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5:79-89.
45. LAURANCE, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69:23-32.
46. LAURANCE, W. F. & R. O. BIERREGAARG, JR. 1997 (EDS.). 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
47. LAURANCE, W. F., T. LOVEJOY, H. L. VASCONCELOS, E. M. BRUNA, R. K. DIDHAM, P. C. STOUFFER, C. GASCON, R. O. BIERREGAARD, S. G. LAURANCE, & E. SAMPAIO. 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
48. LEHTONEN, J. T., O. MUSTONEN, H. RAMIARINJANAHARY, J. NIEMELÄ, & H. RITA. 2001. Habitat use by endemic and introduced rodents along a gradient of forest disturbance in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 10:1185-1202.
49. LINDENMAYER, D. B., & R. J. HOBBS. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. *Biological Conservation* 119:151-168.
50. LYNAM, A. J. 1997. Rapid decline of small mammal diversity in Monsoon evergreen forest fragments in Thailand. Pp. 222-240 in *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities* (W. F.

- LAURANCE, & R. O. BIERREGAARD JR., EDS.). The University of Chicago Press, Chicago.
51. MALCOLM, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. Pp. 207-221 in *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. (W. F. LAURANCE, & R. O. BIRREGAARD, JR., EDS.). The University of Chicago Press, Chicago.
 52. METZGER, J. P., & H. DÉCAMPS. 1997. The structural connectivity threshold; an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18:1-12.
 53. MONTGOMERY, D. C. (ED.). 2001. *Design and Analysis of Experiments*. John Wiley, New York.
 54. MURPHY, H. T., & J. LOVETT-DOUST. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105:3-14.
 55. MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA, & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
 56. NUPP, T. E., & R. K. SWIHART. 2000. Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81:512-526.
 57. OLIVEIRA-FILHO, A. T., & M. A. L. FONTES. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
 58. PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586.
 59. PARDINI, R., S. M. DE SOUZA, R. BRAGA-NETO, & J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.
 60. PARDINI, R., & F. UMETSU. no prelo. Pequenos mamíferos da Reserva do Morro Grande - distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Revista Biota Neotropica*. <http://www.biotaneotropica.cria.org.br/>
 61. PERAULT, D. R., & M. V. LOMOLINO. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. *Ecological Monographs* 70:401-422.
 62. PITHER, J., & P. D. TAYLOR. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83:166-174.
 63. RENJIFO, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11: 14-31.
 64. RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87-99.
 65. RODRÍGUEZ, A., H. ANDRÉN, & G. JANSSON. 2001. Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95:383-396.
 66. ROLSTAD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:149-163.
 67. ROSENBERG, D. K., B. R. NOON, & E. C. MESLOW. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *Bioscience* 47:677-687.
 68. ROSS, J. L. S., & I. C. MOROZ (EDS.). 1997. *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000*. FFLCH-USP, IPT e FAPESP, São Paulo.

69. SÁNCHEZ-CORDERO V., & R. MARTINEZ-GALLARDO. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in México. *Journal of Tropical Ecology* 14:139-151.
70. SHANKER, K. 2001. The role of competition and habitat in structuring small mammal communities in a tropical montane ecosystem in southern India. *Journal of Zoology* 253:15-24.
71. STALLINGS, J. R. 1989. Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. *Bulletin Florida State Museum, Biological Sciences* 34: 153-200.
72. STALLINGS, J. R. 1991. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia* 7:267-276.
73. STATSOFT, Inc. 2001. *Statistica 6.0 para Windows*.
74. STEPHENSON, P. J. 1993. The small mammal fauna of Réserve Spéciale d'Anahamazaotra, Madagascar: The effects of human disturbance on endemic species diversity. *Biodiversity and Conservation* 2:603-615.
75. STEPHENSON, P. J., H. RANDRIAMAHAZO, N. RAKOTOARISON, & P. A. RACEY. 1994. Conservation of mammalian-species diversity in Ambohitantely Special Reserve, Madagascar. *Biological Conservation* 69:213-218.
76. STEVENS, S. M., & T. P. HUSBAND. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation* 85:1-8.
77. TAYLOR, P. D. L., L. FAHRIG, K. HENEIN, & G. MERRIAM. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 86:571-573.
78. TEWKSBURY, J. J., D. J. LEVEY, N. M. HADDAD, S. SARGENT, J. L. ORROCK, A. WELDON, B. J. DANIELSON, J. BRINKERHOFF, E. I. DAMSCHEN & P. TOWNSEND. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:12923-12926.
79. UEZU, A., J. P. METZGER, J. M. E. VIELLIARD. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
80. URBAN, D. L., & H. H. SHUGART. 1986. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. Pp. 273-279 in *Wildlife 2000 - modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (M. L. VERNER; M. L. MORRISON, & C. J. RALPH. EDS.). The University of Wisconsin Press, Madison.
81. VANDERMEER, J., & C. CARVAJAL. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158:211-220.
82. VIEIRA, E. M., & E. L. A. MONTEIRO-FILHO. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:501-507.
83. VIEIRA E. M., & P. IZAR. 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Plant Ecology* 145:75-82.
84. VIEIRA E. M., M. A. PIZO, & P. IZAR. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67:533-539.
85. WALKER, B., & W. STEFFEN. 1997. An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. *Conservation Ecology* 1:<http://www.consecol.org/vol1/iss2/art2>.
86. WILCOX, B. A., & D. D. MURPHY. 1985. Conservation strategy: effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125:879-887.
87. WILLIS, E. O. 2003. Birds of a *Eucalyptus* woodlot in interior São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* 63:141-158.

88. WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 2002. Birds of a central São Paulo woodlot: 1. censuses 1982-2000. *Brazilian Journal of Biology* 62: 197-210.
89. WU, D., J. LUO, & B. J. FOX. 1996. A comparison of ground-dwelling small mammal communities in primary and secondary tropical rainforests in China. *Journal of Tropical Ecology* 12:215-230.
90. ZAR, J. H. (ED.). 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River.
91. ZOLLNER, P. A., & S. L. LIMA. 2005. Behavioral tradeoffs when dispersing across a patchy landscape. *Oikos* 108:219-230.

TABELA 1. Número de indivíduos capturados de pequeno mamífero em cada um dos seis tipos de ambientes (CON – floresta contínua; FRA – fragmento florestal; INI – vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração; EUC – plantação de eucalipto; AGR – áreas de agricultura; e RUR – áreas rurais com construções) no mosaico de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	CON	FRA	INI	EUC	AGR	RUR	Total
<i>Oryzomys russatus</i>	21	1					22
<i>Marmosops incanus</i> *	9	8	1				18
<i>Delomys sublineatus</i>	9	4	2				15
<i>Thaptomys nigrita</i>	2		1				3
<i>Juliomys pictipes</i>	2		5				7
<i>Gracilinanus microtarsus</i> *	2			1			3
<i>Didelphis aurita</i> *	2	2					4
<i>Monodelphis americana</i> *	1						1
<i>Oryzomys angouya</i>		3	4				7
<i>Micoureus paraguayanus</i> *		2		1			3
<i>Akodon montensis</i>	6	5	59	23	3	6	102
<i>Oligoryzomys nigripes</i>		1	15	25	5	2	48
<i>Oxymycterus cf. rufus</i>			8				8
<i>Brucepattersonius aff. soricinus</i>			1				1
<i>Gracilinanus sp.</i> *				1			1
<i>Oligoryzomys flavescens</i>				4	1	3	8
<i>Calomys tener</i>					11	1	12
<i>Bolomys lasiurus</i>					6		6
<i>Mus musculus</i>					2	14	16
<i>Rattus rattus</i>						1	1
<i>Rattus norvergicus</i>						1	1
Número de indivíduos	54	26	96	55	28	28	287
Número de espécies	9	8	9	6	6	7	21

* Marsupiais didelfídeos

TABELA 2. Média (X) e desvio-padrão (DP) das variáveis da comunidade de pequenos mamíferos para vegetação nativa (CON + FRA + INI, 11 sítios) e habitats antropogênicos (EUC + AGR + RUR, 12 sítios) no mosaico de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	CO+FR+IN		EU+AG+RU		Significância ^a	
	X	DP	X	DP	F	p
Riqueza total	4.18	1.47	3.08	1.38	3.418	0.079
Abundância total	16.00	12.71	9.25	6.09	1.319	0.264
<i>Akodon montensis</i>	6.36	9.18	2.67	3.55	0.604	0.446
<i>Bolomys lasiurus</i>	0.00	0.00	0.50	1.73		0.522
<i>Brucepattersonius</i> aff. <i>soricinus</i>	0.09	0.30	0.00	0.00		0.478
<i>Calomys tener</i>	0.00	0.00	1.00	1.71		0.056
<i>Delomys sublineatus</i>	1.36	2.11	0.00	0.00		0.005*
<i>Didelphis aurita</i>	0.36	0.67	0.00	0.00		0.093
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0.18	0.60	0.08	0.29	0.015	0.903
<i>Gracilinanus</i> sp.	0.00	0.00	0.08	0.29		0.522
<i>Juliomys pictipes</i>	0.64	1.57	0.00	0.00		0.217
<i>Marmosops incanus</i>	1.64	1.69	0.00	0.00		<0.001*
<i>Micoureus paraguayanus</i>	0.18	0.60	0.08	0.29	0.015	0.903
<i>Monodelphis americana</i>	0.09	0.30	0.00	0.00		0.478
<i>Mus musculus</i>	0.00	0.00	1.33	3.73		0.124
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	0.00	0.00	0.67	0.78		0.009*
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	1.45	2.46	2.67	3.08	1.512	0.232
<i>Oryzomys angouya</i>	0.64	1.03	0.00	0.00		0.037*
<i>Oryzomys russatus</i>	2.00	3.61	0.00	0.00		0.037*
<i>Oxymycterus</i> cf. <i>rufus</i>	0.73	2.41	0.00	0.00		0.478
<i>Rattus norvergicus</i>	0.00	0.00	0.08	0.29		0.522
<i>Rattus rattus</i>	0.00	0.00	0.08	0.29		0.522
<i>Thaptomys nigrita</i>	0.27	0.65	0.00	0.00		0.217

^a Níveis de significância usando ANOVA de um fator (para riqueza e abundância da comunidade, e abundância para *A. montensis*, *G. microtarsus*, *M. paraguayanus* e *O. nigripes*) ou teste da mediana (para as outras variáveis).

* $P \leq 0.05$.

TABELA 3. Média (X) e desvio-padrão (DP) das variáveis da comunidade de pequenos mamíferos para vegetação em estágio intermediário a avançado de regeneração (CON + FRA, 7 sítios) e para vegetação em estádios iniciais de regeneração (INI, 4 sítios) no mosaico de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	CON + FRA		INI		Significância ^a	
	X	DP	X	DP	F	p
Riqueza total	4.43	1.51	3.75	1.50	0.515	0.491
Abundância total	11.43	6.75	24.00	17.70	2.983	0.118
<i>Akodon montensis</i>	1.57	2.07	14.75	11.18	18.202	0.002*
<i>Brucepattersonius</i> aff. <i>soricinus</i>	0.00	0.00	0.25	0.50		0.364
<i>Delomys sublineatus</i>	1.86	2.48	0.50	1.00	1.059	0.330
<i>Didelphis aurita</i>	0.57	0.79	0.00	0.00		0.212
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0.29	0.76	0.00	0.00		0.636
<i>Juliomys pictipes</i>	0.29	0.76	1.25	2.50	0.292	0.602
<i>Marmosops incanus</i>	2.43	1.62	0.25	0.50	6.604	0.030*
<i>Micoureus paraguayanus</i>	0.29	0.76	0.00	0.00		0.636
<i>Monodelphis americana</i>	0.14	0.38	0.00	0.00		0.636
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0.14	0.38	3.75	2.99	8.278	0.018*
<i>Oryzomys angouya</i>	0.43	0.79	1.00	1.41	0.770	0.403
<i>Oryzomys russatus</i>	3.14	4.18	0.00	0.00		0.106
<i>Oxymycterus</i> cf. <i>rufus</i>	0.00	0.00	2.00	4.00		0.364
<i>Thaptomys nigrita</i>	0.29	0.76	0.25	0.50	0.007	0.935

^a Níveis de significância usando ANOVA de um fator (para riqueza e abundância da comunidade, e abundância para *A. montensis*, *D. sublineatus*, *J. pictipes*, *M. incanus*, *O. nigripes*, *O. angouya* e *T. nigrita*) ou teste da mediana (para as outras variáveis).

* $P \leq 0.05$.

TABELA 4. Média (X) e desvio-padrão (DP) das variáveis da comunidade de pequenos mamíferos para floresta nativa contínua (CON, 3 sítios) e fragmentada (FRA, 4 sítios) no mosaico de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	CON		FRA		Significância ^a	
	X	DP	X	DP	F	p
Riqueza total	5.33	2.08	3.75	0.50	2.282	0.191
Abundância total	18.00	4.58	6.50	1.29	24.119	0.004*
<i>Akodon montensis</i>	2.00	2.65	1.25	1.89	0.195	0.195
<i>Delomys sublineatus</i>	3.00	3.46	1.00	1.41	1.143	0.334
<i>Didelphis aurita</i>	0.67	1.15	0.50	0.58	0.065	0.809
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0.67	1.15	0.00	0.00		0.429
<i>Juliomys pictipes</i>	0.67	1.15	0.00	0.00		0.429
<i>Marmosops incanus</i>	3.00	2.00	2.00	1.41	0.612	0.469
<i>Micoureus paraguayanus</i>	0.00	0.00	0.50	1.00		0.714
<i>Monodelphis americana</i>	0.33	0.58	0.00	0.00		0.429
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0.00	0.00	0.25	0.50		0.714
<i>Oryzomys angouya</i>	0.00	0.00	0.75	0.96		0.629
<i>Oryzomys russatus</i>	7.00	3.61	0.25	0.50	21.000	0.006*
<i>Thaptomys nigrita</i>	0.67	1.15	0.00	0.00		0.429

^a Níveis de significância usando ANOVA de um fator (para riqueza e abundância da comunidade, e abundância para *A. montensis*, *D. sublineatus*, *D. aurita*, *M. incanus* e *O. russatus*) ou teste da mediana (para as outras variáveis).

* $P \leq 0.05$.

TABELA 5. Média (X) e desvio-padrão (DP) para as variáveis da comunidade de pequenos mamíferos para habitats antropogênicos com estrutura florestal (EUC, 4 sítios) e sem (AGR + RUR, 8 sítios) no mosaico de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	EU		AG+RU		Significância ^a	
	X	DP	X	DP	F	p
Riqueza total	3.50	1.29	2.88	1.46	0.524	0.486
Abundância total	13.75	4.79	7.00	5.58	4.237	0.067
<i>Akodon montensis</i>	5.75	4.86	1.13	1.25	0.972	0.036*
<i>Bolomys lasiurus</i>	0.00	0.00	0.75	2.12		0.667
<i>Calomys tener</i>	0.00	0.00	1.50	1.93		0.141
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0.25	0.50	0.00	0.00		0.333
<i>Gracilinanus</i> sp.	0.25	0.50	0.00	0.00		0.333
<i>Micoureus paraguayanus</i>	0.25	0.50	0.00	0.00		0.333
<i>Mus musculus</i>	0.00	0.00	2.00	4.50		0.255
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	1.00	0.82	0.50	0.76	1.111	0.317
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	6.25	2.63	0.88	0.99	24.304	<0.001*
<i>Rattus norvergicus</i>	0.00	0.00	0.13	0.35		0.667
<i>Rattus rattus</i>	0.00	0.00	0.13	0.35		0.667

^a Níveis de significância usando ANOVA de um fator (para riqueza e abundância da comunidade, e abundância para *A. montensis*, *O. flavescens* e *O. nigripes*) ou teste da mediana (para outras variáveis).

* $P \leq 0.05$.

TABELA 6. Média (X) e desvio-padrão (DP) das variáveis da comunidade de pequenos mamíferos para habitats antropogênicos abertos com construções (RUR, 4 sítios) e sem (AGR, 4 sítios) no mosaico de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	AGR		RUR		Significância ^a	
	X	DP	X	DP	F	p
Riqueza total	2.50	1.73	3.25	1.26	0.491	0.510
Abundância total	7.00	6.32	7.00	5.72	0.000	1.000
<i>Akodon montensis</i>	0.75	1.50	1.50	1.00	0.692	0.437
<i>Bolomys lasiurus</i>	1.50	3.00	0.00	0.00		0.500
<i>Calomys tener</i>	2.75	2.06	0.25	0.50	4.246	0.085
<i>Mus musculus</i>	0.50	1.00	3.50	6.35	0.400	0.550
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	0.25	0.50	0.75	0.96	0.857	0.390
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	1.25	1.26	0.50	0.58	1.174	1.174
<i>Rattus norvegicus</i>	0.00	0.00	0.25	0.50		0.500
<i>Rattus rattus</i>	0.00	0.00	0.25	0.50		0.500

^a Níveis de significância usando ANOVA de um fator (para riqueza e abundância da comunidade, e abundância para *A. montensis*, *C. tener*, *M. musculus*, *O. flavescens* e *O. nigripes*) ou teste da mediana (para as outras variáveis).

* $P \leq 0.05$.

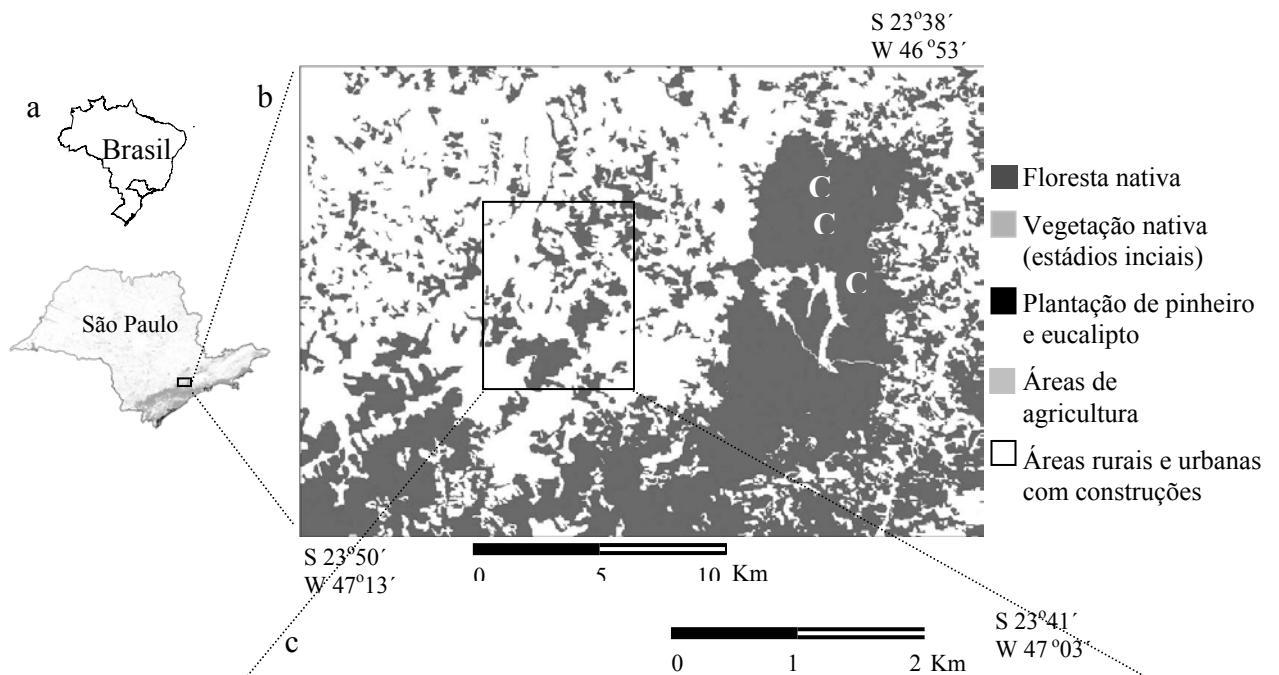
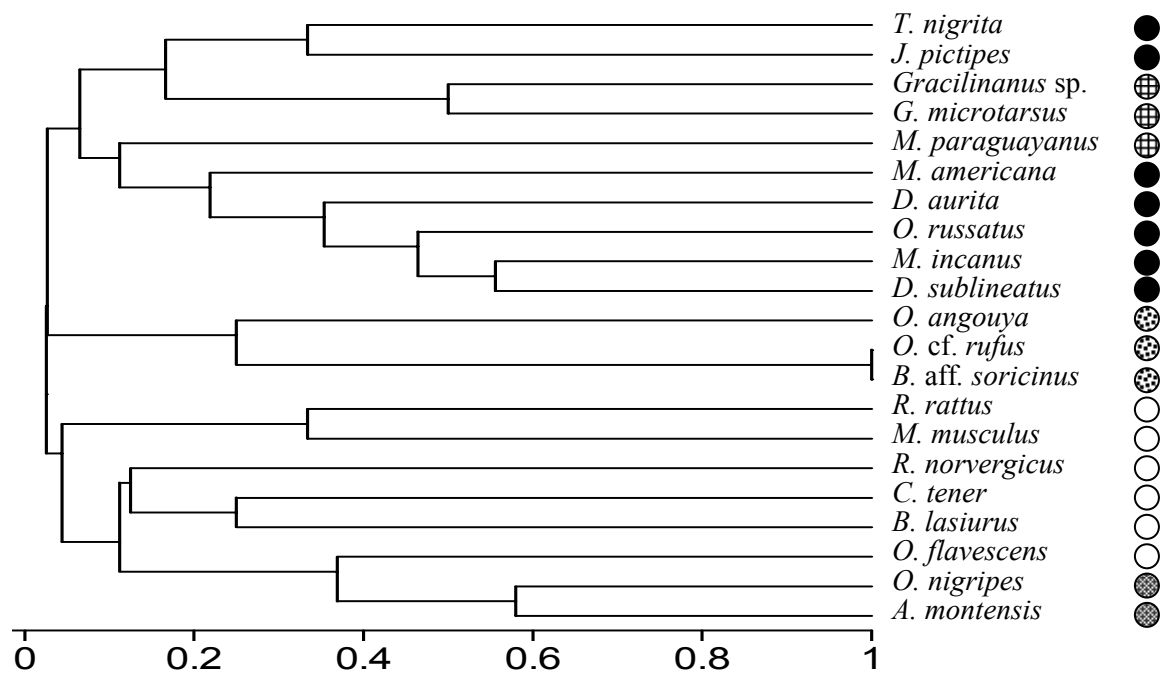


FIGURA 1. a. Mapa do Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição dos remanescentes de floresta e localização da região de Caucaia do Alto; b. Distribuição dos remanescentes de floresta e localização da paisagem fragmentada estudada e posição dos 3 sítios de estudo na Reserva do Morro Grande;

c. Distribuição dos tipos principais de habitats na paisagem fragmentada e posição das manchas de habitat onde os 20 sítios de amostragem foram localizados. C - Floresta contínua, F - fragmentos florestais, I - vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração; E - plantação de eucalipto; A - áreas de agricultura; R - área rural com construções.



- Espécies de habitats antropogênicos
- Espécies de floresta
- ⊕ Espécies de floresta e/ ou plantação de eucalipto
- ⊕ Espécies de estádios iniciais de regeneração
- ⊕ Espécies de todos os habitats

FIGURA 2. Dendrograma da análise de agrupamento, no modo *R*, dos valores de similaridade entre as ocorrências das 21 espécies de pequenos mamíferos nos 23 sítios em Caucaia do Alto, SP, Brasil. Método de agrupamento UPGMA e índice de similaridade de Jaccard.

CAPÍTULO 4

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DISTRIBUIÇÃO DE
PEQUENOS MAMÍFEROS - IMPORTÂNCIA DA
QUALIDADE DA MATRIZ PARA A CONECTIVIDADE DE
UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA**

ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DISTRIBUIÇÃO DE PEQUENOS MAMÍFEROS - IMPORTÂNCIA DA QUALIDADE DA MATRIZ PARA A CONECTIVIDADE DE UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA

FABIANA UMETSU ^a, JEAN PAUL METZGER ^a E RENATA PARDINI ^b

^a – *Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão – travessa 14, 101 CEP-05508-900, São Paulo, São Paulo, Brasil*

^b – *Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão – travessa 14, 101 CEP-05508-900, São Paulo, São Paulo, Brasil*

Landscape structure and small mammal distribution – the importance of matrix quality for the connectivity of a fragmented Atlantic forest landscape

ABSTRACT – Most studies that have investigated the influence of landscape structure on species occurrence or diversity and on population and community structure did not consider the quality of altered habitats surrounding remnants of original habitat, quantifying habitat area as the area of remnants, and habitat connectivity as a function of the linear distances between remnants. However, the matrix of altered habitats in fragmented landscapes is not homogeneous, being composed of units that present different degrees of permeability to the dispersion and colonization of organisms. In this study, using the distribution of small mammals in 20 remnants in a fragmented Atlantic forest landscape, we investigated (1) to what extent the variation in the chance of species occurrence can be explained by landscape structure, (2) how does the explanatory power vary between landscape structure metrics that incorporate matrix quality or not, and (3) what is the importance of spatial scale for the analyses of the influence of landscape structure. To accomplish these aims, we used standardized sampling procedures in remnants and in the four main types of altered habitats of the surrounding matrix, and we calculated an index of matrix quality for each small mammal species and for each matrix type. For each of the 20 sampled remnants, we calculated three types of landscape structure metrics: (1) habitat quantity around the study site, (2) connectivity based on the distance and size of habitat patches around the

sampled remnants, and (3) connectivity based on the sum of remnant area that are structurally connected by habitat corridors. For each type we calculated metrics that consider matrix quality and that consider the matrix as inhospitable and, for the first two types, the indexes were calculated in different spatial scales, varying the size of the area surrounding the study site that was included in the calculation. Our results suggest that the influence of landscape structure is stronger for species that do not occur in the matrix, or for species that do not occur in all habitats in the mosaic. Though few models were able to explain significantly the chance of occurrence of small mammal species, in general the models using metrics that consider matrix quality presented a stronger explanatory power, indicating the importance of the matrix for the dynamics of fragmented landscapes. Among the metrics that consider matrix quality, those that incorporate distance between different habitat patches presented advantages in relation to those that consider only patch area. These metrics presented (1) higher explanatory power in relation to the occurrence of a larger number of small mammal species, and (2) lower variation in the explanatory power in relation to changes in the spatial scale considered, which proved to be an important advantage, given the lack of uniformity observed in this study in relation to the response of species to spatial scale variation, and to the scarce information that could support the choice of adequate spatial scales for most species in the tropics. Spatial scale seems to be more important to species that do not present populations in the matrix. For those, the adequate scale varies among species is not associated to their body size, and apparently depends on the scale (at the individual or population level) of the processes that determine the presence of species in habitat patches.

Key words: Anthropogenic matrix, Atlantic Forest, Connectivity, Habitat fragmentation, Matrix quality, Small mammals, Spatial scales

RESUMO - A maioria dos estudos que investigaram a influência da estrutura da paisagem sobre a ocorrência ou diversidade de espécies e sobre a estrutura de populações ou comunidades não levou em consideração a qualidade da matriz de ambientes alterados que circundam os remanescentes de habitat original, quantificando a área de habitat como a área dos remanescentes e a conectividade, em função de distâncias lineares entre remanescentes. Porém, a matriz de ambientes alterados em

paisagens fragmentadas não é homogênea, constituindo-se de unidades de habitats com permeabilidades diferentes à dispersão e à colonização dos organismos. Neste trabalho, utilizando a distribuição de pequenos mamíferos em 20 remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica, investigamos (1) quanto da variação na chance de ocorrência das espécies pode ser explicado pela estrutura da paisagem, (2) como varia o poder explanatório entre métricas da estrutura da paisagem que incorporam ou não a qualidade da matriz e (3) qual a importância da escala espacial na análise da influência da estrutura da paisagem. Para tanto, através de amostragens padronizadas em remanescentes e nos quatro tipos principais de habitats alterados que compõe a matriz que os circundam, calculamos um índice de qualidade da matriz para cada espécie de pequeno mamífero e para cada tipo de matriz. Para cada um dos 20 fragmentos amostrados, foram calculados três tipos de métricas sobre a estrutura da paisagem: (1) quantidade de habitat ao redor do sítio de amostragem, (2) conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado, e (3) conectividade baseada na somatória da área de remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat. Para cada tipo, foram calculadas métricas que consideram a qualidade da matriz e que consideram que a matriz é inóspita e, para os dois primeiros tipos, os índices foram calculados em diferentes escalas espaciais, variando-se o tamanho da área ao redor do sítio de amostragem incluída no cálculo. Nossos resultados indicam que a influência da estrutura da paisagem é maior para as espécies que não ocorrem na matriz, ou que não ocorrem em todos os ambientes do mosaico. Apesar de poucos modelos explicarem significativamente a chance de ocorrência das espécies de pequenos mamíferos, em geral os modelos com as métricas que consideram a qualidade da matriz apresentaram maior poder explanatório, indicando a importância da matriz para a dinâmica de paisagens fragmentadas. Dentre as métricas que consideram a qualidade da matriz, aquelas que incorporam a distância entre as diferentes manchas de habitat apresentam vantagens em relação as que consideram apenas a área das manchas. Estas métricas apresentaram (1) maior poder explanatório sobre a ocorrência de um maior número de espécies de pequenos mamíferos, e (2) menor variação do poder explanatório em relação a mudanças na escala espacial considerada, fator importante dada a falta de uniformidade, observada neste estudo, na resposta das espécies à variação da escala espacial e a escassez de informações que embasem a escolha de escalas espaciais adequadas para a maioria das

espécies nos trópicos. A escala espacial de análise parece ser mais importante para as espécies que não formam populações na matriz. Para estas, a escala adequada varia entre espécies, não está associada ao tamanho corporal das mesmas e aparentemente depende da escala de ação dos processos (no nível dos indivíduos ou da população) que determinam a presença das espécies nas manchas de habitat.

Palavras-chave: Conectividade, Escalas espaciais, Fragmentação de habitats, Mata Atlântica, Matrizes antropogênicas, Pequenos mamíferos, Qualidade da matriz

INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat, em seu sentido mais amplo, inclui tanto a perda de habitat, quanto a subdivisão de áreas de habitat e as conseqüentes mudanças na configuração espacial das mesmas (Fahrig 2003). Estes dois processos, que ocorrem simultaneamente com a destruição dos habitats em paisagens reais, levam a mudanças em características da paisagem como a conectividade, definida como a capacidade da paisagem de facilitar ou impedir movimentos de organismos entre fragmentos de habitat (Tischendorf & Fahrig 2000). Embora a conectividade de uma paisagem dependa da existência de corredores assim como da qualidade e permeabilidade dos habitats alterados do entorno dos remanescentes, o papel dos corredores tem sido comparativamente mais estudado (Gonzalez et al. 1998; Aars & Ims 1999; Mech & Hallet 2001; Tewksbury et al. 2002; Haddad et al. 2003; Pardini et al. 2005; entre outros). Já a matriz de habitats alterados foi considerada inicialmente como homogênea e inóspita pelos principais paradigmas que basearam os estudos em paisagens fragmentadas, as teorias de Biogeografia de Ilhas e Metapopulações (Ricketts 2001; Vandermeer & Carvajal 2001; Jules & Shahani 2003).

Estudos mais recentes, no entanto, demonstram que a matriz funciona como um mosaico de unidades com diferentes graus de permeabilidade, com cada unidade oferecendo diferentes resistências ao deslocamento ou à ocorrência de diferentes espécies (Pither & Taylor 1998; Hokit et al. 1999; Ricketts 2001). Desta forma, torna-se clara a necessidade de abordagens que incluam a qualidade e a heterogeneidade da matriz em estudos sobre a influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição e diversidade de espécies e dinâmica de populações e comunidades.

Contudo, dados quantitativos sobre permeabilidades de tipos diferentes de matriz são difíceis de obter, sendo que estes estudos requerem acompanhamento do deslocamento de indivíduos por longos períodos (Ferrerias 2001; Bender et al. 2003; Revilla et al. 2004) ou ainda amostragens intensivas e padronizadas, com várias réplicas espaciais nos diferentes tipos de matriz para se conhecer a ocorrência e distribuição das espécies (Estrada et al. 1997; Medellín et al. 2000).

Devido a estas dificuldades, muitos trabalhos utilizam métricas da estrutura da paisagem que não consideram a qualidade ou permeabilidade da matriz, de acordo com revisões feitas por Moilanen & Nieminen (2002), por Bender et al. (2003) e por Chardon et al. (2003). Métricas como a distância euclidiana entre habitats, que são comumente usadas, possuem geralmente baixo poder explanatório (Moilanen & Nieminen 2002; Bender et al. 2003; Tischendorf et al. 2003). A inadequação destas métricas se deve provavelmente ao fato de não considerarem a variação da permeabilidade dos diferentes tipos de matriz entre as espécies (Vos et al. 2001; Jules & Shahani 2003), podendo ser inadequadas para inferir sobre processos ou padrões ecológicos em paisagens fragmentadas. De fato, a variabilidade de respostas aos ambientes alterados da matriz de entorno é grande não só entre grandes grupos taxonômicos (Gascon et al. 1999), como também dentro de um mesmo grande grupo (Antongiovanni & Metzger 2005) e até entre espécies filogeneticamente bastante próximas (Ricketts 2001).

Além da qualidade e permeabilidade da matriz, outro aspecto fundamental para a compreensão da influência da estrutura da paisagem sobre padrões e processos ecológicos é a escala espacial considerada (Vos et al. 2001). As respostas a escalas espaciais podem diferir entre espécies devido a diferenças nas capacidades de dispersão e deslocamento (Bowman et al. 2000; Bowman et al. 2001; Bender et al. 2002; Bowman et al. 2002), formas de forrageamento (Steffan-Dewenter et al. 2002), síndromes de dispersão de espécies arbóreas (Metzger 2000), entre outros. Neste sentido, métricas que utilizem escalas mais adequadas para a espécie ou grupo a ser analisado têm melhor capacidade explanatória para a distribuição das espécies em comparação as que não consideram a escala espacial (Moilanen & Nieminen 2002; Bender et al. 2003).

Apesar da ocupação do solo ser complexa e muito diversificada, dos estudos que investigaram a presença ou abundância de espécies nativas em ambientes de matriz em paisagens fragmentadas Neotropicais, poucos enfocaram mais de dois tipos de matriz, e

utilizaram réplicas (invertebrados - Ricketts et al. 2001; aves - Estrada et al. 1997; Hughes et al. 2002; Petit & Petit 2003; mamíferos - Medellín et al. 2000; Daily et al. 2003).

Neste trabalho, pretendemos 1) investigar a influência da estrutura da paisagem (quantidade de habitat, conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado e conectividade baseada na somatória da área de remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat) sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos em 20 remanescentes de floresta em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica; 2) investigar se métricas da estrutura da paisagem que incorporam a variação na qualidade dos diferentes ambientes da matriz tem maior poder explanatório sobre a distribuição destas espécies em comparação àquelas que consideram apenas a floresta nativa como habitat; e 3) investigar como a resposta das espécies a estrutura da paisagem varia conforme a escala espacial utilizada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área e sítios de estudo

A região de estudo localiza-se em Caucaia do Alto, nos municípios de Cotia e Ibiúna, Estado de São Paulo, Brasil. A altitude na região varia de 850 a 1.100 m (Ross & Moroz 1997). A média da temperatura máxima é de 27°C e a média da temperatura mínima é de 11°C. A precipitação varia em torno de 1.300-1.400 mm/ano e é sazonalmente variável, com os meses mais frios e secos entre abril a agosto. A vegetação na região é uma transição entre a floresta Atlântica de encosta e a floresta mesófila semidecidual do interior do Estado, sendo classificada como floresta Atlântica ombrófila sub-montana, segundo Oliveira-Filho & Fontes (2000). A paisagem fragmentada estudada abrange cerca de 10.000 ha, com 31% cobertos por floresta (vegetação nativa secundária nos estádios intermediários de regeneração). Entre os remanescentes florestais, predominam na região áreas de agricultura (38%), áreas rurais ou urbanas com construções (14%), vegetação nativa em estádios mais iniciais de regeneração (7%) e plantações homogêneas de pinheiros e eucaliptos (7%) (Figura 1).

A comunidade de pequenos mamíferos foi amostrada em 36 sítios, 20 localizados em fragmentos florestais e 16 localizados nos quatro ambientes predominantes da matriz da paisagem estudada. Os fragmentos de floresta nativa foram

escolhidos de forma a incluir a maior variação possível de tamanho (2 a 275 ha). Dos sítios na matriz, quatro localizavam-se em áreas de agricultura, quatro em áreas rurais com construções, quatro em áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração e quatro em áreas de plantação homogênea de eucalipto (Figura 1). Os sítios de amostragem dos ambientes alterados da matriz foram posicionados nas maiores manchas disponíveis que apresentavam contato com fragmentos florestais, a 20 m dos mesmos, com exceção das áreas rurais com construções, em que isso não foi possível. As áreas de agricultura amostradas representam áreas de cultivo de hortaliças e milho ou campo em pousio há menos de um ano. As áreas rurais com construções são representadas por áreas sem vegetação onde se localizam galpões, casas de alvenaria e estufas. As áreas de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração são representadas por vegetação arbustiva ou arbustivo-arbórea. As áreas de plantação de eucalipto representam plantação homogênea, com sub-bosque praticamente ausente.

Coleta de dados sobre os pequenos mamíferos

Em cada sítio, armadilhas Sherman de dois tamanhos diferentes, uma grande (37.5 x 10 x 12 cm) e uma pequena (23 x 7.5 x 8.5 cm), foram instaladas ao longo de duas linhas paralelas de 165 m cada e 20 m uma da outra. Doze estações de captura foram instaladas com espaçamento de 15 m entre elas em cada linha, totalizando 24 estações por sítio. Uma armadilha pequena e uma grande foram instaladas em cada estação, totalizando 48 armadilhas por sítio de estudo. Nos sítios localizados em vegetação arbórea ou arbustivo-arbórea (fragmento florestal, áreas em estádios iniciais de regeneração e plantações de eucalipto), as armadilhas em cada estação foram colocadas a duas alturas, uma no chão e outra a 1.0 m de altura na vegetação. Já nas áreas de agricultura, em cada estação foram colocadas duas armadilhas no chão, distantes 1.0 m uma da outra. Por último, nas áreas rurais com construções, as 48 armadilhas foram distribuídas com cerca de 5 m ou mais de distância entre elas, em locais relativamente protegidos, pois a distribuição sistemática não foi possível pela presença de pessoas, animais domésticos e carros.

Os 20 sítios de amostragem em fragmentos florestais foram amostrados entre julho de 2003 e abril de 2004 e os sítios pertencentes aos quatro tipos de matriz foram amostrados em agosto de 2004. Cada sítio nos ambientes de matriz foi amostrado por sete dias consecutivos, totalizando um esforço de 336 armadilhas-noite por sítio e 5.376

armadilhas-noite nos ambientes de matriz em Caucaia do Alto. Cada sítio nos fragmentos florestais foi amostrado por 21 dias em três sessões de captura de sete dias cada, totalizando um esforço de 1.008 armadilhas-noite por sítio e 21.168 armadilhas-noite nos fragmentos florestais de Caucaia do Alto. Os espécimes capturados foram marcados com brincos metálicos numerados (Fish and small animal tag-size 1- National Band and Tag Co., Newport, Kentucky) e soltos.

Distribuição das espécies de pequenos mamíferos entre os fragmentos florestais

A ocorrência das espécies nos fragmentos de floresta foi calculada com base na captura de pelo menos um indivíduo da espécie durante as três sessões de captura nos fragmentos.

Índices de qualidade dos habitats da paisagem

Usando as amostragens padronizadas nos 36 sítios, calculamos um índice de qualidade relativa para os diferentes habitats (fragmentos de floresta, vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração, áreas de agricultura, áreas rurais com construções e plantações de eucalipto) e para cada uma das espécies de pequenos mamíferos. O índice corresponde à média do número de indivíduos capturados em um determinado ambiente em uma sessão de sete dias de amostragem. As áreas de mineração e corpos d'água foram considerados como inóspitos aos pequenos mamíferos. Estes ambientes perfazem uma área pequena da paisagem (1%) e provavelmente não são capazes de manter populações de pequenos mamíferos.

Estrutura da paisagem ao redor dos 20 fragmentos

Escolhemos três grupos de métricas para serem quantificadas em cada um dos 20 fragmentos estudados e, para cada um deles, calculamos uma métrica que considera que todos os habitats da matriz são inóspitos e outra que considera a variação na qualidade dos habitats para os pequenos mamíferos.

Quantidade de habitat

Para ambas as métricas deste grupo, a quantidade de habitat foi calculada dentro de uma circunferência de raio variável ao redor do ponto de amostragem. Uma métrica considera a quantidade de floresta, enquanto a outra considera a área efetiva de habitat disponível para cada espécie, obtida através da somatória dos produtos entre a área de

cada habitat contida na circunferência e o índice da qualidade daquele habitat para cada espécie de pequeno mamífero. A área efetiva é uma medida análoga à distância efetiva (Bunn et al. 2000; Ferreras 2001; Adriaensen et al. 2003; Chardon et al. 2003).

Conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado

Para ambas as métricas deste grupo, a conectividade foi calculada considerando-se um raio de busca variável a partir da borda do fragmento amostrado. Uma das métricas corresponde à somatória dos resultados da divisão das áreas dos fragmentos de floresta (encontrados a uma distância específica do fragmento estudado) pelo quadrado da distância mínima das bordas destes fragmentos à borda do fragmento estudado. Em um segundo momento, considerou-se a somatória dos resultados da divisão do produto entre as áreas das manchas de habitat (encontradas a uma distância específica do fragmento estudado) e o índice de qualidade do habitat pelo quadrado da distância mínima das bordas destas manchas à borda do fragmento estudado (McGarigal & Marks 1997).

Conectividade baseada na somatória da área dos remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat

Este outro aspecto da conectividade foi medido, no primeiro caso, como a área do fragmento florestal estudado mais a somatória das áreas de floresta estruturalmente conectada a este por corredores de floresta nativa. No segundo caso, esta medida foi calculada como a área do fragmento florestal estudado mais a somatória de área de floresta estruturalmente conectada a este por corredores de floresta nativa ou de vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração. Estas métricas de conectividade estão baseadas na teoria dos grafos (Cantwell & Forman 1993; Keitt et al. 1997; Bunn et al. 2000; Urban & Keitt 2001). Estas métricas, ao contrário das anteriores, não incluem explicitamente a variação da qualidade dos diferentes tipos de matriz para as diferentes espécies. Entretanto, áreas de vegetação nativa em estádios iniciais correspondem ao tipo de matriz que é permeável a um número maior de espécies de pequenos mamíferos em Caucaia, representando o único ambiente onde a maior parte das espécies ocorre além dos remanescentes florestais (Umetu & Pardini submetido).

Todas as métricas foram calculadas a partir de um mapa temático da área de estudo contendo as seguintes legendas: floresta (vegetação nativa a partir do estágio intermediário de regeneração), vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração,

plantações homogêneas de pinheiros e eucaliptos, áreas de agricultura, áreas rurais e urbanas com construções, áreas de mineração e corpos d'água. Este mapa foi criado a partir da foto-interpretação de fotografias aéreas de 2000, na escala de 1/10.000. A quantidade de habitat e os índices de conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado foram calculados utilizando-se o programa FRAGSTATSTM versão 3.3. Os valores de conectividade baseada na somatória da área de remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat foram calculados utilizando-se o programa Erdas-ImagineTM versão 8.6.

Escalas espaciais

Não se sabe como a escala influencia as espécies de pequenos mamíferos consideradas neste trabalho. A maioria dos trabalhos sobre a influência da escala espacial para pequenos mamíferos foi realizada em regiões temperadas (Bowman et al. 2000; Bowman et al. 2001; Langlois et al. 2001; Bowman et al. 2002). A escala espacial mais apropriada deve refletir a capacidade de dispersão do organismo (Bowman et al. 2002). Os movimentos de espécies de pequenos mamíferos da Mata Atlântica variam, concentrando-se em distâncias próximas a 50 metros e raramente atingindo 1.000 m (Pires et al. 2002). Já Bowman et al. (2001) mostraram que a média de movimentos de longa distância para espécies de pequenos mamíferos em região temperada variou de 224 a 370 m. Estes valores estão próximos aos encontrados para escalas de variação na densidade populacional destas espécies (acima de 250 m e abaixo de 1.000 m) e para as escalas de resposta das espécies à estrutura da paisagem (133 e 533 m) (Bowman et al. 2001). Em outro estudo em região temperada, relações significativas da incidência de uma doença sobre populações de uma espécie de roedor com a estrutura da paisagem foram observadas na escala espacial de 1.000 m, mas não nas escalas de 2.000 ou 4.000m (Langlois et al. 2001).

A partir destes resultados disponíveis na literatura, neste trabalho, decidimos analisar a influência da paisagem utilizando escalas que variaram de 50 a 800 m ao redor do sítio de amostragem. Desta forma, também evitamos sobreposição muito grande entre as áreas de entorno de sítios distintos. Assim, a quantidade de habitat foi calculada nas escalas de 200, 400 e 800 m de raio ao redor dos sítios de amostragem e a conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat foi calculada nas

escalas de 50, 100, 200 e 400 m de distância da borda dos fragmentos florestais amostrados. Foram escolhidas distâncias menores para as medidas de conectividade ponderada pela distância porque neste caso a distância considerada é entre as bordas das manchas e a maioria dos fragmentos na paisagem estudada encontra-se a menos de 200 m do vizinho mais próximo.

Como a conectividade baseada na somatória da área de remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat independe de distâncias, variações na escala espacial não foram consideradas para este tipo de métrica.

Análises estatísticas

A importância das variáveis da estrutura da paisagem para a ocorrência de pequenos mamíferos nos 20 fragmentos foi investigada usando regressões logísticas. A verossimilhança em uma regressão logística corresponde à probabilidade dos resultados observados frente aos parâmetros estimados no modelo. Uma vez que o valor da verossimilhança é um número pequeno menor que 1, é costume usar-se -2 vezes o logaritmo da verossimilhança (-2LL) como uma medida de quão bem o modelo se encaixa aos dados obtidos. Um bom modelo resulta em um valor alto de verossimilhança que se traduz em um valor baixo para -2LL. Para investigar se a incorporação da qualidade dos ambientes da matriz aumenta o poder explanatório dos modelos, comparamos em cada escala espacial, para cada espécie e tipo de métrica, o valor de -2LL da regressão logística com a métrica que incorpora a qualidade da matriz com aquele da regressão com a métrica que considera a matriz inóspita.

Os valores da conectividade baseada na somatória da área dos remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat sofreram transformação em logaritmo neperiano, pois havia uma descontinuidade muito grande entre os menores e maiores valores obtidos.

RESULTADOS

Distribuição das espécies de pequenos mamíferos na paisagem e qualidade dos ambientes da matriz

Com o esforço de 21.168 armadilhas-noites, foram capturadas 10 espécies de pequenos mamíferos nos 20 fragmentos de Caucaia do Alto. As espécies *A. montensis* e *M. incanus* representaram as espécies mais bem distribuídas na região, estando presentes em 18 dos 20 fragmentos florestais amostrados (Tabela 1). Já *M. paraguayanus*, *M. americana* e *O. russatus* representaram as espécies de distribuição mais restrita, ocorrendo em quatro ou menos fragmentos (Tabela 1). Os habitats antropogênicos abertos (área rural com construção e área de agricultura) parecem não sustentar populações da maioria das 10 espécies encontradas nos fragmentos (Tabela 1), com apenas duas espécies, *A. montensis* e *O. nigripes* tendo sido capturadas com sucesso em todos os habitats da matriz (Tabela 1).

Dentre os demais habitats da matriz da região de Caucaia (vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração e plantações de eucalipto), a vegetação em estádios iniciais de regeneração abrigou um maior número de espécies florestais (Tabela 1). A comparação detalhada da composição, abundância e riqueza da comunidade de pequenos mamíferos entre os remanescentes florestais e os habitats de matriz foi apresentada em Umetsu & Pardini (submetido).

Influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos

Poucos dos modelos de regressão logística explicaram significativamente a variação na chance de ocorrência das espécies de pequenos mamíferos nos 20 fragmentos estudados (Tabelas 2, 3, 4 e 5).

Quantidade de habitat

Somente a variação na chance de ocorrência de duas espécies que não ocorrem na matriz (*O. russatus* e *D. aurita*), e para as quais não houve variação nas métricas que consideraram ou não a matriz como inóspita, foi explicada significativamente por modelos que consideraram a quantidade de habitat ao redor dos fragmentos (Tabela 2). Para *D. aurita*, a chance de ocorrência diminuiu com o aumento da quantidade de floresta quando a escala considerada foi de 200 m (Tabela 2). Contrariamente, a chance de ocorrência de *O. russatus* aumenta com o aumento da quantidade de floresta quando a escala considerada foi de 400 e 800 m (Tabela 2).

Conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado

A variação na chance de ocorrência de duas espécies (*O. russatus* e *M. paraguayanus*) foi explicada significativamente por modelos que consideraram a conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat ao redor do fragmento amostrado (Tabela 3). No caso de *O. russatus*, não houve variação nas métricas que consideraram ou não a matriz como inóspita, já que a espécie não foi capturada na matriz. Para esta espécie, a chance de ocorrência aumenta com o aumento da conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de floresta, em todas as escalas (Tabela 4). Já o aumento da chance de ocorrência de *M. paraguayanus* com o aumento da conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat foi observada em todas as escalas, mas apenas quando se considerou a qualidade dos ambientes da matriz (Tabela 4).

Conectividade baseada na somatória da área dos remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat

Somente a variação na chance de ocorrência de uma espécie que não ocorre na matriz (*O. russatus*) foi explicada significativamente por modelos que consideraram a conectividade baseada na somatória da área dos remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de habitat (Tabela 5). A chance de ocorrência de *O. russatus* aumentou com o aumento da conectividade baseada na somatória da área dos remanescentes que estão estruturalmente conectados por corredores de floresta e vegetação nativa em estádios iniciais.

Poder explanatório das métricas da estrutura da paisagem que incorporam a qualidade da matriz para a distribuição das espécies de pequenos mamíferos

Para a maioria das espécies e tipos de métricas utilizadas, as métricas que consideram a importância da matriz apresentaram maior poder explanatório para a chance de ocorrência nos 20 fragmentos estudados (menores valores de $-2LL$), em comparação com as métricas que consideram a matriz inóspita (Tabela 5, Figuras 2 e 3). Esta diferença no poder explanatório é mais clara no caso dos dois tipos de métricas que explicitamente incorporam a variação da qualidade dos diferentes habitats da matriz para as diferentes espécies (quantidade de habitat e conectividade baseada no tamanho e distância das manchas de habitat, Figuras 2 e 3) em comparação a métrica que quantifica a conectividade com base na somatória de áreas estruturalmente conectadas por corredores (Tabela 5).

No caso destes dois tipos de métricas, para três espécies (*D. aurita*, *O. russatus* e *M. americana*), os gráficos mostram apenas um valor para cada escala espacial analisada, já que estas espécies foram capturadas apenas em florestas (Tabela 1) e os valores das métricas considerando ambientes de matriz são proporcionais aos valores das métricas que consideram apenas florestas nativas (Figuras 2 e 3). É possível observar que, enquanto para a métrica de quantidade de habitat o aumento do poder explanatório dos modelos que consideram a matriz ocorre para três espécies (*O. angouya*, *D. sublineatus* e *A. montensis*), para a métrica de conectividade baseada no tamanho e distância das manchas de habitat, este aumento é consistente para todas as sete espécies que ocorreram na matriz (Figura 2 e 3).

Importância da escala espacial na análise da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos

Comparando as métricas, é possível observar que os resultados são mais variáveis em relação à escala quando se considera a quantidade de habitat do que quando se considera a conectividade baseada na distância e tamanho das manchas de habitat (Figuras 2 e 3).

Comparando as espécies, observa-se que a relação das três espécies que não ocorrem na matriz (*D. aurita*, *O. russatus* e *M. americana*) com as métricas da paisagem varia com a escala espacial utilizada, independente do tipo de métrica considerada (Figuras 2 e 3). Dentre as demais espécies, três (*O. angouya*, *D. sublineatus* e *A. montensis*) apresentam relações com a estrutura da paisagem que independem da escala, e para quatro (*O. nigripes*, *M. paraguayanus*, *G. microtarsus* e *M. incanus*) a resposta à escala espacial depende do tipo de métrica ou da inclusão ou não da matriz nas métricas (Figuras 2 e 3). Para estas espécies, a relação com a estrutura da paisagem tende a ser mais independente da escala espacial quando a métrica considerada é a conectividade baseada na distância e tamanho das manchas de habitat (Figuras 2 e 3).

DISCUSSÃO

Distribuição das espécies de pequenos mamíferos na paisagem e qualidade dos ambientes da matriz

Os resultados aqui apresentados indicam que os habitats antropogênicos abertos da matriz (área rural com construção e área de agricultura), que correspondem a 52% da paisagem de Caucaia do Alto, não mantêm populações da maioria das espécies de pequenos mamíferos encontradas nos fragmentos da região.

Apenas duas espécies de pequenos mamíferos (*A. montensis* e *O. nigripes*) foram encontradas frequentemente nestes ambientes, sugerindo que estes roedores sejam capazes de manter populações fora de florestas nativas e ocupar com sucesso todos os habitats da matriz, podendo ser considerados generalistas. Estes resultados estão de acordo com as informações da literatura que sugerem que ambientes alterados e abertos em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica são dominados por espécies destes dois gêneros de roedores (Feliciano et al. 2002; Katz et al. 2001). Estas duas espécies estão entre as quatro mais bem distribuídas nos 20 fragmentos da paisagem de Caucaia.

Os dois outros tipos de matriz da região de Caucaia, vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração e plantações homogêneas de eucalipto, que representam 14% da paisagem, provavelmente mantêm populações de algumas outras espécies de pequenos mamíferos, além das espécies generalistas. Aparentemente, o papel destes dois tipos de habitat em relação a estas espécies mais exigentes é complementar, pois o conjunto de espécies encontradas difere entre eles.

Influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos

Apenas três das 10 espécies analisadas tiveram sua distribuição nos 20 fragmentos estudados na paisagem de Caucaia explicada por pelo menos uma das métricas e escalas espaciais utilizadas neste trabalho (*D. aurita*, *M. paraguayanus* e *O. russatus*). Enquanto, a chance de ocorrência de *D. aurita* diminui com o aumento da área de floresta no entorno dos sítios de amostragem, a chance de ocorrência das outras duas espécies aumenta com o aumento da área de habitat ou aumento da conectividade destes.

Embora não tenha sido capturado nos ambientes de matriz na paisagem estudada, *D. aurita* tem maior chance de ser encontrado quanto menor a quantidade de floresta e conseqüentemente maior a quantidade de ambientes alterados no entorno. Esta é a maior espécie na comunidade analisada. O peso médio de adultos de *D. aurita* é

985 g, enquanto todas as outras espécies apresentam peso médio inferior a 100 g (Fonseca et al. 1996). *D. aurita* apresenta áreas de vida muito maiores que as demais espécies e é capaz de incluir vários fragmentos em sua área de vida (Cáceres & Monteiro-Filho 2001). A espécie realiza os deslocamentos mais amplos através de áreas abertas entre as espécies de pequenos mamíferos (Pires et al. 2002), apesar de não ter sido capturada nestas áreas abertas em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica (Feliciano et al. 2002). Além disso, a espécie apresenta dieta amplamente onívora (Fonseca et al. 1996) e freqüentemente utiliza recursos associados ao homem como lixo e criações de pequenos animais domésticos. Estes dados da literatura indicam que a relação observada de *D. aurita* com a estrutura da paisagem é reflexo da capacidade dos indivíduos de explorarem e se beneficiarem dos ambientes alterados do entorno, apesar de dependerem da floresta e de não estabelecerem populações nestas áreas do entorno. Neste sentido, é importante notar que, dentre as três espécies que apresentaram relação com a estrutura da paisagem, *D. aurita* é a única amplamente distribuída entre os fragmentos da região de Caucaia.

Já o roedor florestal terrestre *O. russatus*, que também não foi capturado em nenhum dos tipos de ambientes da matriz de Caucaia, apresentou uma relação clara e consistente entre as métricas utilizadas de diminuição da chance de ocorrência com a diminuição da área de floresta e da conectividade destas áreas, tanto com base na distância quanto na conexão por corredores. Esta espécie é a espécie dominante e mais comum da comunidade de pequenos mamíferos de áreas contínuas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil (Pardini & Umetsu no prelo) e é a espécie mais vulnerável à fragmentação, com uma clara redução de abundância com a redução do tamanho dos fragmentos (Umetsu & Pardini submetido; Pardini et al. 2005). Conseqüentemente, os dados deste trabalho indicam que a importância da estrutura da paisagem é maior para espécies que não ocorrem na matriz e são vulneráveis à fragmentação de habitat.

Das sete espécies que ocorreram em pelo menos um tipo de matriz, duas ocuparam todos os ambientes de matriz e estiveram amplamente distribuídas nos fragmentos de Caucaia (*A. montensis* e *O. nigripes*). Dentre as demais cinco espécies, apenas *M. paraguayanus*, uma espécie comum em áreas de florestas de baixada (Pires & Fernandez 1999; Vieira & Monteiro-Filho 2003; Pardini 2004) e aparentemente rara em florestas montanas como as encontradas em Caucaia, apresentou relação significativa com a estrutura da paisagem. A chance de ocorrência de *M. paraguayanus*

aumentou com o aumento de conectividade baseada em distância e tamanho de manchas de habitat, apenas quando se considerou a qualidade da matriz. Esses dados estão de acordo com informações da literatura que sugerem que a dispersão de indivíduos desta espécie entre fragmentos de Mata Atlântica imersos em ambientes abertos são raros e realizados apenas por machos (Pires & Fernandez 1999; Quental et al. 2001), o que indica que habitats alterados que sustentem populações da espécie teriam, de fato, grande importância para a ocorrência e persistência das populações nos remanescentes.

Portanto, a única relação com a estrutura da paisagem observada entre as espécies que ocorrem na matriz, foi para uma espécie que não ocupa todos os ambientes da paisagem, e quando se considerou tanto a qualidade dos habitats da matriz, com relação a existência de populações residentes, quanto a distância a estes habitats, um índice simples da chance de dispersão dos indivíduos. Tischendorf et al. (2003) também obtiveram bons resultados com o uso de métricas de conectividade baseadas em distância e tamanho de habitat em comparação a métricas baseadas apenas em distância.

Neste estudo, utilizamos três tipos de métricas sobre a estrutura da paisagem, duas delas consideram apenas a área dos habitats (quantidade de habitat e conectividade baseada na área de remanescentes estruturalmente conectados por corredores de habitat) e uma incorpora a distância entre as manchas de habitat (conectividade baseada na área e distância das manchas de habitat). A incorporação explícita da qualidade da matriz ocorreu para dois tipos de métricas, a quantidade de habitat e a conectividade baseada na área e distância das manchas de habitat, através da área dos habitats (área efetiva) e não da distância entre eles.

Ou seja, partimos do pressuposto de que a existência de populações residentes nas áreas da matriz teria um papel mais importante para a conectividade das populações de pequenos mamíferos dos remanescentes florestais do que a dispersão de indivíduos entre os remanescentes através da matriz. Este pressuposto baseia-se no fato de que as áreas de vida das espécies de pequenos mamíferos na Mata Atlântica são pequenas, em geral menores do que 1 ha para os maiores marsupiais e menores que 0.5 ha para a maioria dos roedores (Bergallo 1994; Bergallo 1995; Bergallo & Magnusson 2004), de que os movimentos de indivíduos destas espécies são frequentemente menores do que 50 m e muito raramente maiores do 100 m (Gentile & Cerqueira 1995; Pires et al. 2002; Mendel & Vieira 2003), e que boa parte destas espécies apresenta alguma plasticidade em relação à alteração ou perturbação dos habitats onde ocorrem (Gentile & Fernandez

1989; Stallings 1989; Grelle 2003; Pardini 2004; Pardini et al. 2005). Em relação aos dois primeiros pressupostos, foi demonstrado que a distância de dispersão é diretamente proporcional à raiz quadrada do tamanho da área de vida. Esta relação isométrica foi observada para um conjunto de dados de dezenas de espécies de mamíferos de médio e grande porte da América do Norte (Bowman et al. 2002).

Não consideramos neste trabalho como varia a chance de dispersão de indivíduos das espécies de pequenos mamíferos em diferentes habitats, pois esta informação é difícil de ser obtida mesmo para regiões temperadas onde as comunidades são menos diversificadas e a biologia das espécies mais bem conhecida (Ferrerias 2001; Bender et al. 2003; Revilla et al. 2004). Para as espécies estudadas, não há informações sobre a capacidade de dispersão, que exige o acompanhamento do ciclo de vida de cada espécie e o monitoramento do deslocamento de indivíduos (Sutherland et al. 2000), para áreas pouco perturbadas e tão pouco para os diferentes tipos de ambientes alterados comuns em paisagens fragmentadas.

Entretanto, certamente há limitações nesta abordagem de área efetiva e a chance de dispersão de indivíduos, estimada aqui de maneira simples através da distância entre manchas, pode variar entre os habitats da matriz. É provável que alguns tipos de matriz não forneçam habitat adequado para espécies de pequenos mamíferos, mas que periodicamente haja dispersão através deste habitat, de forma a conectar as populações nos fragmentos. É possível que a não consideração deste fator nas análises aqui realizadas tenha resultado em estimativas mais imprecisas da qualidade dos habitats da matriz e em um pequeno número de relações significativas da chance de ocorrência das espécies com a estrutura da paisagem.

Poder explanatório das métricas da estrutura da paisagem que incorporam a qualidade da matriz para a distribuição das espécies de pequenos mamíferos

Independente do pequeno número de relações significativas, nossos resultados mostram que, para a maioria das espécies e métricas utilizadas, as métricas que consideram a importância da matriz têm maior poder explanatório para a chance de ocorrência das espécies nos fragmentos em comparação com as métricas que consideram a matriz inóspita. A importância de se considerar a qualidade da matriz torna-se ainda mais evidente pelo fato de que o aumento do poder explanatório foi mais claro no caso das duas métricas, quantidade de habitat e conectividade baseada na área e

distância das manchas de habitat, que explicitamente incorporaram a variação na qualidade dos habitats da matriz entre as diferentes espécies. Dentre estas, o uso daquela que incorporou também a distância entre os habitats, permitiu um aumento do poder explanatório ao se considerar a qualidade da matriz para um número maior de espécies de pequenos mamíferos, indicando mais uma vez que a incorporação de parâmetros relacionados à dispersão de indivíduos é importante para a compreensão da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies em paisagens fragmentadas.

De fato, diferentes métricas que consideram a qualidade dos ambientes da matriz mostram-se comparativamente mais relacionadas à ocorrência ou à abundância de espécies que as métricas que não consideram (invertebrados - Petit & Burel 1998; Chardon et al. 2003; anfíbios - Ray et al. 2002; mamíferos - Ferreras 2001; Verbeylen et al. 2003; Walker et al. 2003; Revilla et al. 2004). Entretanto, todos estes trabalhos foram realizados em regiões temperadas e a maioria incorporou a qualidade da matriz através de estimativas de distância efetiva, um índice da chance de dispersão de indivíduos (Bunn et al. 2000; Ferreras 2001; Adriaensen et al. 2003; Chardon et al. 2003). Porém, vários destes trabalhos usaram estimativas de distâncias efetivas feitas a partir de observações diretas ou indícios da presença da espécie nos habitats da matriz e não a partir do acompanhamento do deslocamento dos organismos (Chardon et al. 2003; Verbeylen et al. 2003; Walker et al. 2003) e outros utilizaram valores estimados a partir de informações pré-existentes, e não informações diretas sobre a ocorrência ou deslocamento das espécies nos ambientes da matriz da paisagem estudada (Ray et al. 2002). Além disso, praticamente todos os trabalhos consideraram uma paisagem simplificada, composta por apenas alguns tipos de matriz, utilizaram dados obtidos de forma não padronizada para o cálculo das distâncias efetivas, e focaram apenas uma espécie.

Nos trópicos, apenas Lindenmayer et al. (2000) e Cullen et al. (2005) incorporaram a qualidade de habitats da matriz, porém em análises do tamanho populacional de mamíferos para estimar a viabilidade destas populações. Em Lindenmayer et al. (2000), apenas um tipo de matriz foi incorporado aos modelos, enquanto em Cullen et al. (2005), não houve esforço padronizado entre os habitats da matriz.

Desta forma, não foram encontrados na literatura trabalhos que calcularam a conectividade baseada em distância e tamanho de manchas de habitat que tenham considerado a qualidade da matriz, seja através da área ou da distância, com base em dados reais de capturas, e que tenham analisado o potencial preditivo das métricas que consideram e que não consideram a qualidade da matriz para a ocorrência ou abundância de espécies. Nossos resultados mostram pela primeira vez que é viável obter índices de qualidade da matriz por meio de coletas padronizadas em diferentes tipos de matriz que compõem o mosaico de paisagens fragmentadas, e que estes índices da existência de populações nas áreas da matriz aumentam o poder preditivo de métricas da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies em paisagens fragmentadas, especialmente se a distância entre as manchas for levada em consideração.

Importância da escala espacial na análise da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos

Além das métricas de conectividade baseadas em distância, tamanho e qualidade das manchas de habitat terem explicado melhor a variação na chance de ocorrência para um maior número de espécies, a relação das espécies com estas métricas variaram menos com a escala espacial considerada em comparação às métricas que não incorporaram a distância entre os habitats. Este resultado corrobora a conclusão semelhante obtida em um trabalho usando espécies hipotéticas em paisagens reais e simuladas, com modelagem de dados hipotéticos de dispersão (Bender et al. 2003).

Portanto, este trabalho mostra que a conectividade baseada em distância e tamanho de manchas de habitat, considerando a qualidade dos habitats a partir de dados empíricos, varia pouco com as escalas espaciais escolhidas, sendo pouco sensível ao correto estabelecimento da escala para a espécie. Esta propriedade favorece o uso destas métricas, pois estabelecer escalas apropriadas para cada espécie ou grupo de espécies é uma tarefa difícil (Vos et al. 2001), o que exige informações raramente encontradas sobre as espécies. Além do mais, é sabido que a escolha de escalas inapropriadas podem levar a falhas na detecção de padrões ou a interpretações errôneas (Vos et al. 2001; Bender et al. 2003). Bender et al. (2003) demonstraram que as métricas baseadas em distância e tamanho de habitat são também relativamente insensíveis a variações no tamanho e forma da mancha de habitat, além da quantidade de habitat em uma paisagem.

Nossos resultados mostram que as três espécies que apresentaram resposta à estrutura da paisagem que variou com a escala, mesmo utilizando as métricas que consideram a distância entre os habitats, são as que não ocorreram na matriz (*D. aurita*, *O. russatus* e *M. americana*). Isto sugere que a influência da escala de análise para estas espécies pode ser muito maior do que para as espécies que ocorrem na matriz. Os resultados obtidos para estas três espécies indicam que não há consistência na escala em que as espécies de pequenos mamíferos da Mata Atlântica respondem à estrutura da paisagem, e que a resposta à escala não está associada ao tamanho corporal da espécie. Enquanto *D. aurita*, a maior espécie da comunidade, respondeu de forma significativa a estrutura da paisagem quando a escala de análise era pequena, *O. russatus*, um roedor terrestre comparativamente menor, respondeu significativamente quando as escalas espaciais eram maiores. Ao contrário, a resposta destas duas espécies a escala espacial considerada parece depender de qual o fator preponderante que influencia a distribuição na paisagem, já que *D. aurita* apresentou uma relação com a estrutura da paisagem que é oposta à observada para *O. russatus*, sendo que sua chance de ocorrência aumentou quando diminuiu a quantidade de floresta ao redor do sítio de amostragem. Assim, a resposta de *D. aurita* a escalas pequenas deve estar associada ao fato de que a presença da espécie nos fragmentos parece depender da possibilidade dos indivíduos utilizarem e se beneficiarem das áreas alteradas de entorno dos fragmentos, apesar de não residirem nestas áreas. Por outro lado, a resposta de *O. russatus* a escalas maiores parece indicar que a presença da espécie nos fragmentos depende de processos populacionais de migração e extinção reguladas pela conectividade da paisagem. De fato, o uso de apenas uma escala não parece ser adequado para se analisar respostas de todas as espécies de uma comunidade (Vos et al. 2001; Bender et al. 2003).

CONCLUSÕES

Este estudo indica que a influência da estrutura da paisagem parece ser maior para as espécies que não ocorrem na matriz, ou entre as que ocorrem, para aquelas que não ocupam todos os ambientes da paisagem. Para estas últimas, parece ser essencial a inclusão de parâmetros que quantifiquem, tanto a qualidade dos habitats da matriz com relação à existência de populações residentes, quanto à distância a estes habitats, um índice simples da chance de dispersão dos indivíduos.

Além de eficientes para explicar a distribuição de um maior número de espécies, as métricas que incorporam tamanho, qualidade e distância entre as manchas de habitat parecem ser mais adequadas para estudos sobre a influência da estrutura da paisagem porque a resposta das espécies a este tipo de métrica varia menos conforme a escala espacial considerada.

A escala espacial de análise parece ser mais importante para as espécies que não formam populações na matriz. Para estas, a escala adequada varia entre espécies, não está associada ao tamanho corporal das mesmas e aparentemente depende da escala de ação dos processos (no nível dos indivíduos ou da população) que determinam a presença das espécies nas manchas de habitat.

Por outro lado, nossos resultados sugerem que a incorporação de parâmetros que quantifiquem a variação na chance de dispersão entre diferentes habitats da matriz pode ser importante para a compreensão da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies. Isto indica a importância e o valor de estudos empíricos que acompanhem o deslocamento de indivíduos, especialmente os jovens, tipo de estudo praticamente inexistente para as espécies de pequenos mamíferos de florestas tropicais.

Os resultados aqui apresentados mostram pela primeira vez que é viável obter índices de qualidade da matriz por meio de coletas padronizadas em diferentes tipos de ambientes que compõem o mosaico de paisagens fragmentadas, e que estes índices da existência de populações nas áreas da matriz aumentam o poder preditivo de métricas da estrutura da paisagem, especialmente se a distância, um índice simples da chance de dispersão entre as manchas, for levada em consideração. Isto indica que a matriz tem papel fundamental nos processos ecológicos, embora a importância da qualidade da matriz esteja sendo negligenciada em vários estudos que analisam o efeito da estrutura da paisagem sobre a distribuição das espécies.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a M.C. Ribeiro pelo auxílio na análise da estrutura da paisagem; A. Percequillo e R. Rossi pela identificação das espécies de pequenos mamíferos; M. Dixo, J.M.B. Ghellere, R.G. Pimentel, T.B. Breier, D. Lahr, L. Naxara, F. Salvestrini, F.S. Cunha, H.M. Oyamaguchi e R. Iartelli pela ajuda imprescindível durante o trabalho de campo; e FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

(99/05123-4, 02/10845) e WWF- Brasil (CSR 293-2003) pelos financiamentos. Este estudo é parte do projeto “Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo - projeto BIOTA/Caucaia”.

BIBLIOGRAFIA CITADA

1. AARS, J., & R. A. IMS. 1999. The effects of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. *Ecology* 80:1648-1655.
2. ADRIAENSEN, F., J. P. CHARDON, G. DE BLUST, E. SWINNEN, S. VILLALBA, H. GULINCK, & E. MATTHYSEN. 2003. The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233-247.
3. ANTONGIOVANNI, M., & J. P. METZGER. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-451.
4. BENDER, D. J., L. TISCHENDORF, & L. FAHRIG. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39.
5. BERGALLO, H. G. 1994. Ecology of small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29:197-217.
6. BERGALLO, H. G., & W. E. MAGNUSSON. 2004. Factors affecting the use of space by two rodent species in Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 68:121-132.
7. BERGALLO, H. G. 1995. Comparative life-history characteristics of two species of rats, *Proechimys iheringi* and *Oryzomys intermedius*, in an Atlantic Forest of Brazil. *Mammalia* 59:51-64.
8. BOWMAN, J., G. FORBES, & T. DILWORTH. 2000. The spatial scale of variability in small-mammal populations. *Ecography* 23:328-334.
9. BOWMAN, J., G. FORBES, & T. DILWORTH. 2001. The spatial component of variation in small-mammal abundance measured at three scales. *Canadian Journal of Zoology* 79:137-144.
10. BOWMAN, J., J. A. G. JAEGER, & L. FAHRIG. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83:2049-2055.
11. BUNN, A. G., D. L. URBAN, & T. H. KEITT. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265-278.
12. CÁCERES, C. N., & E. L. A. MONTEIRO-FILHO. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of Southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36:85-92.
13. CANTWELL, M. D., & R. T. T. FORMAN. 1993. Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* 8:239-255.
14. CHARDON, J. P., F. ADRIAENSEN, & E. MATTHYSEN. 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecology* 18:561-573.

15. CULLEN, L., JR, K. C. ABREU, D. SANA, & A. F. D. NAVAS. 2005. Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná river corridor, Brazil. *Natureza & Conservação* 3:147-161.
16. DAILY, G. C., G. CEBALLOS, J. PACHECO, G. SUZÁN, & A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17:1814-1826.
17. ESTRADA, A., R. COATES-ESTRADA, & D. A. MERITT, JR. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.
18. FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34:487-515.
19. FELICIANO, B, R., F. A. S. FERNANDEZ, D. DE FREITAS, & M. S. L. FIGUEIREDO. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67:304-314.
20. FERRERAS, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100:125-136.
21. FONSECA, G. A., G. HERRMANN, Y. L. R. LEITE, R. A. MITTERMEIER, A. B. RYLANDS, & J. L. PATTON. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
22. GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD, J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, & S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
23. GENTILE, R., & R. CERQUEIRA 1995. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *Journal of Tropical Ecology* 11:671-677.
24. GONZALEZ, A., J. H. LAWTON, F. S. GILBERT, T. M. BLACKBURN, I. EVANS-FREKE. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science* 281:2045-2047.
25. GRELLE, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:81-85.
26. HADDAD, N. M., D. R. BOWNE, A. CUNNINGHAM, B. J. DANIELSON, D. J. LEVEY, S. SARGENT, & T. SPIRA. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615.
27. HOKIT, D. G., B. M. STITH, & L. C. BRANCH. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications* 9:124-134.
28. HUGHES, J. B., G. C. DAILY, & P. R. EHRLICH. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5:121-129.
29. JULES, E., & P. SHAHANI. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14:459-464.

30. KATZ, G., R. J. WILLIAMS, M. S. BURT, L. T. M. SOUZA, L. E. PEREIRA, J. N. MILLS, A. SUZUKI, I. B. FERREIRA, R. P. SOUZA, V. A. F. ALVES, J. S. BRAVO, T. L. YATES, R. MEYER, W. SHIEH, T. G. KSIAZEK, S. R. ZAKI, A. S.

- KHAN, & C. J. PETERS. 2001. Hantavirus pulmonary syndrome in the State of São Paulo, Brazil, 1993-1998. *Vector Borne and Zoonotic Diseases* 1:181-190.
31. KEITT, T. H., D. L. URBAN, & B. T. MILNE. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1 (online). URL <http://www.consecol.org/Journal/vol1/iss1/art4>.
 32. LANGLOIS, J. P., L. FAHRIG, G. MERRIAM, & H. ARTSOB. 2001. Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. *Landscape Ecology* 16:255-266.
 33. LINDENMAYER, D. B., R. C. LACY, & M. L. POPE. 2000. Testing a simulation model for population viability analysis. *Ecological Applications* 10:580-597.
 34. MCGARIGAL, K., & B. J. MARKS. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-351.
 35. MECH, S. G., & J. G. HALLET. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15:467-474.
 36. MEDELLÍN, R. A., M. EQUIHUA, & M. AMIN. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675.
 37. MENDEL, S. M., & M. V. VIEIRA. 2003. Movement distances and density estimation of small mammals using the spool-and-line technique. *Acta Theriologica* 48: 289-300.
 38. METZGER, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10:1147-1161.
 39. MOILANEN, A., & M. NIEMINEN. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83:1131-1145.
 40. OLIVEIRA-FILHO, A. T., & M. A. L. FONTES. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
 41. PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586.
 42. PARDINI, R., S. M. DE SOUZA, R. BRAGA-NETO, & J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.
 43. PARDINI, R., & F. UMETSU. no prelo. Pequenos mamíferos da Reserva do Morro Grande - distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Revista Biota Neotropicalica*. <http://www.biotaneotropicalica.cria.org.br/>
 44. PETIT, S., & F. BUREL. 1998. Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 321:55-61.
 45. PETIT, L. J., & D. R. PETIT. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17:687-694.
 46. PIRES, A. S., & F. A. S. FERNANDEZ. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 15:279-290.
 47. PIRES, A. S., P. K. LIRA, F. A. S. FERNANDEZ, G. M. SCHITTINI, & L. C. OLIVEIRA. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237.
 48. PITHER, J., & P. D. TAYLOR. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83:166-174.

49. QUENTAL, T. B., F. A. S. FERNANDEZ, A. T. C. DIAS, & F. S. ROCHA. 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:339-352.
50. RAY, N., A. LEHMANN, & P. JOLY. 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation* 11:2143-2165.
51. REVILLA, E., T. WIEGAND, F. PALOMARES, P. FERRERAS, & M. DELIBES. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American Naturalist* 164:130-153.
52. RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes *American Naturalist* 158:87-99.
53. RICKETTS, T. H., G. C. DAILY, P. R. EHRlich, & J. P. FAY. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15:378-388.
54. ROSS, J. L. S., & I. C. MOROZ (EDS.). 1997. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000. FFLCH-USP, IPT e FAPESP, São Paulo.
55. STALLINGS, J. R. 1989. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences* 34:153-200.
56. STEFFAN-DEWENTER, I., U. MÜNZENBERG, C. BÜRGER, C. THIES, & T. TSCHARNTKE. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83:1421-1432.
57. SUTHERLAND, G. D., A. S. HARESTAD, K. PRICE, & K. P. LERTZMAN. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology* 4:16 <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>.
58. TEWKSBUry, J. J., D. J. LEVEY, N. M. HADDAD, S. SARGENT, J. L. ORROCK, A. WELDON, B. J. DANIELSON, DANIELSON, J. DANIELSON, E. I. DAMSCHEN, & P. TOWNSEND. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:12923-12926.
59. TISCHENDORF, L., & L. FAHRIG. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7-19.
60. TISCHENDORF, L., D. J. BENDER, & L. FAHRIG. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18:41-50.
61. UMETSU, F., & R. PARDINI. Pequenos mamíferos em um mosaico de fragmentos florestais e habitats antropogênicos - avaliando a qualidade da matriz em uma paisagem de Mata Atlântica. (submetido).
62. URBAN, D., & T. KEITT. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82:1205-1218.
63. VANDERMEER, J., & C. CARVAJAL. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158:211-220.
64. VERBEYLEN, G., L. DE BRUYN, F. ADRIAENSEN, & E. MATTHYSEN. 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18:791-805.
65. VIEIRA, E. M., & E. L. A. MONTEIRO-FILHO. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:501-507.
66. VOS, C. C., J. VERBOOM, P. F. M. OPDAM, & C. J. F. TER BRAAK. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 158:24-41.

67. WALKER R. S., A. J. NOVARO, & L. C. BRANCH. 2003. Effects of patch attributes, barriers, and distance between patches on the distribution of a rock-dwelling rodent (*Lagidium viscacia*). *Landscape Ecology* 18:185-192.

TABELA 1. Distribuição das espécies de pequenos mamíferos nos 20 fragmentos florestais e índice de qualidade dos habitats para essas espécies na região de Caucaia do Alto, SP, Brasil.

	Número de fragmentos em que ocorre	Índice de qualidade dos habitats				
		Fragmentos Florestais	Vegetação em estádios iniciais	Plantação de eucalipto	Área rural com construção	Área com agricultura
<i>Akodon montensis</i>	18	2.73	14.75	5.75	1.50	0.75
<i>Marmosops incanus</i>	18	1.47	0.25	0.00	0.00	0.00
<i>Didelphis aurita</i>	16	0.90	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	14	0.67	3.75	6.25	0.50	1.25
<i>Delomys sublineatus</i>	12	0.58	0.50	0.00	0.00	0.00
<i>Oryzomys angouya</i>	12	0.30	1.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	11	0.82	0.00	0.25	0.00	0.00
<i>Oryzomys russatus</i>	4	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Monodelphis americana</i>	3	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Micoureus paraguayanus</i>	2	0.08	0.00	0.25	0.00	0.00

TABELA 2. Resultado das regressões logísticas entre a ocorrência das espécies de pequenos mamíferos e valores de quantidade de floresta e quantidade de habitat (área efetiva) no entorno dos 20 fragmentos florestais estudados em Caucaia do Alto, São Paulo, Brasil.

Espécie	Quantidade de floresta						Quantidade de habitat (área efetiva)					
	escala 200m		escala 400m		escala 800m		escala 200m		escala 400m		escala 800m	
	Beta	<i>p</i> <i>X</i> ²	Beta	<i>p</i> <i>X</i> ²	Beta	<i>p</i> <i>X</i> ²	Beta	<i>p</i> <i>X</i> ²	Beta	<i>p</i> <i>X</i> ²	Beta	<i>p</i> <i>X</i> ²
<i>A. montensis</i>	0.095	0.707	-0.015	0.818	-0.002	0.934	-0.066	0.361	-0.012	0.627	-0.008	0.441
<i>M. incanus</i>	0.167	0.516	0.189	0.091	0.069	0.075	0.107	0.545	0.119	0.101	0.044	0.083
<i>D. aurita</i>	-0.714	0.014*	-0.077	0.135	-0.024	0.144						
<i>O. nigripes</i>	0.128	0.445	0.029	0.525	0.005	0.741	0.044	0.691	0.030	0.429	0.013	0.257
<i>D. sublineatus</i>	0.134	0.397	0.028	0.505	0.014	0.336	0.338	0.254	0.084	0.285	0.032	0.256
<i>O. angouya</i>	-0.056	0.719	-0.023	0.576	-0.001	0.935	0.785	0.165	0.203	0.184	0.068	0.231
<i>G. microtarsus</i>	-0.081	0.600	-0.034	0.405	-0.005	0.721	-0.092	0.632	-0.041	0.417	-0.006	0.743
<i>O. russatus</i>	0.231	0.265	0.125	0.025*	0.079	0.001*						
<i>M. americana</i>	-0.311	0.172	0.018	0.787	-0.022	0.337						
<i>M. paraguayanus</i>	-0.049	0.846	-0.146	0.077	0.015	0.471	-0.367	0.903	-0.129	0.873	-0.023	0.939

* $P \leq 0.05$.

TABELA 3. Resultado das regressões logísticas entre a ocorrência das espécies de pequenos mamíferos e valores de conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de floresta ao redor dos 20 fragmentos florestais estudados em Caucaia do Alto, São Paulo, Brasil.

espécie	Conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de floresta							
	escala 50m		escala 100m		escala 200m		escala 400m	
	Beta	p X^2	Beta	p X^2	Beta	p X^2	Beta	p X^2
<i>A. montensis</i>	-0.311	0.367	-0.314	0.383	-0.330	0.434	0.331	0.453
<i>M. incanus</i>	0.090	0.733	0.132	0.647	0.244	0.511	0.328	0.429
<i>D. aurita</i>	-0.309	0.217	-0.315	0.232	-0.311	0.314	-0.317	0.331
<i>O. nigripes</i>	0.036	0.840	0.011	0.955	0.064	0.796	0.084	0.753
<i>D. sublineatus</i>	0.007	0.648	0.093	0.612	0.138	0.550	0.120	0.631
<i>O. angouya</i>	-0.063	0.713	-0.071	0.703	0.000	1.000	-0.020	0.937
<i>G. microtarsus</i>	-0.075	0.654	-0.106	0.563	-0.100	0.661	-0.092	0.710
<i>O. russatus</i>	0.773	0.028*	0.782	0.028*	0.842	0.033*	0.855	0.034*
<i>M. americana</i>	-0.011	0.961	-0.040	0.872	-0.031	0.921	-0.067	0.844
<i>M. paraguayanus</i>	-0.109	0.679	-0.007	0.980	-0.116	0.755	-0.108	0.790

* $P < 0.05$.

TABELA 4. Resultado das regressões logísticas entre a ocorrência das espécies de pequenos mamíferos e valores de conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat (floresta e ambientes de matriz) ao redor dos 20 fragmentos florestais estudados em Caucaia do Alto, São Paulo, Brasil.

espécie	Conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat							
	escala 50m		escala 100m		escala 200m		escala 400m	
	Beta	p χ^2	Beta	p χ^2	Beta	p χ^2	Beta	p χ^2
<i>A. montensis</i>	0.000	0.248	0.000	0.248	0.000	0.248	0.000	0.248
<i>M. incanus</i>	0.001	0.122	0.001	0.121	0.001	0.155	0.001	0.153
<i>D. aurita</i>								
<i>O. nigripes</i>	0.000	0.224	0.000	0.224	0.000	0.224	0.000	0.224
<i>D. sublineatus</i>	0.000	0.442	0.000	0.441	0.000	0.440	0.000	0.440
<i>O. angouya</i>	<0.000	0.245	<0.000	0.245	<0.000	0.245	<0.000	0.245
<i>G. microtarsus</i>	<0.000	0.518	<0.000	0.506	<0.000	0.489	<0.000	0.488
<i>O. russatus</i>								
<i>M. americana</i>								
<i>M. paraguayanus</i>	0.001	0.044*	0.001	0.044*	0.001	0.044*	0.001	0.044*

* $P < 0.05$.

TABELA 5. Resultado das regressões logísticas entre a ocorrência das espécies de pequenos mamíferos e valores de conectividade baseada na somatória de áreas de conectadas estruturalmente por corredores de floresta, e por corredores de floresta ou de vegetação em estádios iniciais de regeneração nos 20 fragmentos florestais estudados em Caucaia do Alto, São Paulo, Brasil.

	Conectividade por corredores de floresta			Conectividade por corredores de floresta e de estádios iniciais		
	Beta	p χ^2	- 2 LL	Beta	p χ^2	- 2 LL
<i>A. montensis</i>	0.297	0.561	12.666	-0.113	0.799	12.938
<i>M. incanus</i>	0.560	0.306	11.954	0.969	0.060	9.468
<i>D. aurita</i>	-0.763	0.069	16.714	-0.257	0.451	19.448
<i>O. nigripes</i>	0.362	0.282	23.280	0.054	0.848	24.398
<i>D. sublineatus</i>	0.183	0.549	26.562	0.471	0.098	24.182
<i>O. angouya</i>	-0.263	0.393	26.190	-0.077	0.774	26.838
<i>G. microtarsus</i>	-0.218	0.470	27.004	0.107	0.685	27.360
<i>O. russatus</i>	0.718	0.083	17.010	2.134	0.001*	9.324
<i>M. americana</i>	-0.970	0.064	13.488	-0.353	0.336	15.984
<i>M. paraguayanus</i>	0.253	0.613	12.746	0.625	0.228	11.552

* $P \leq 0.05$.

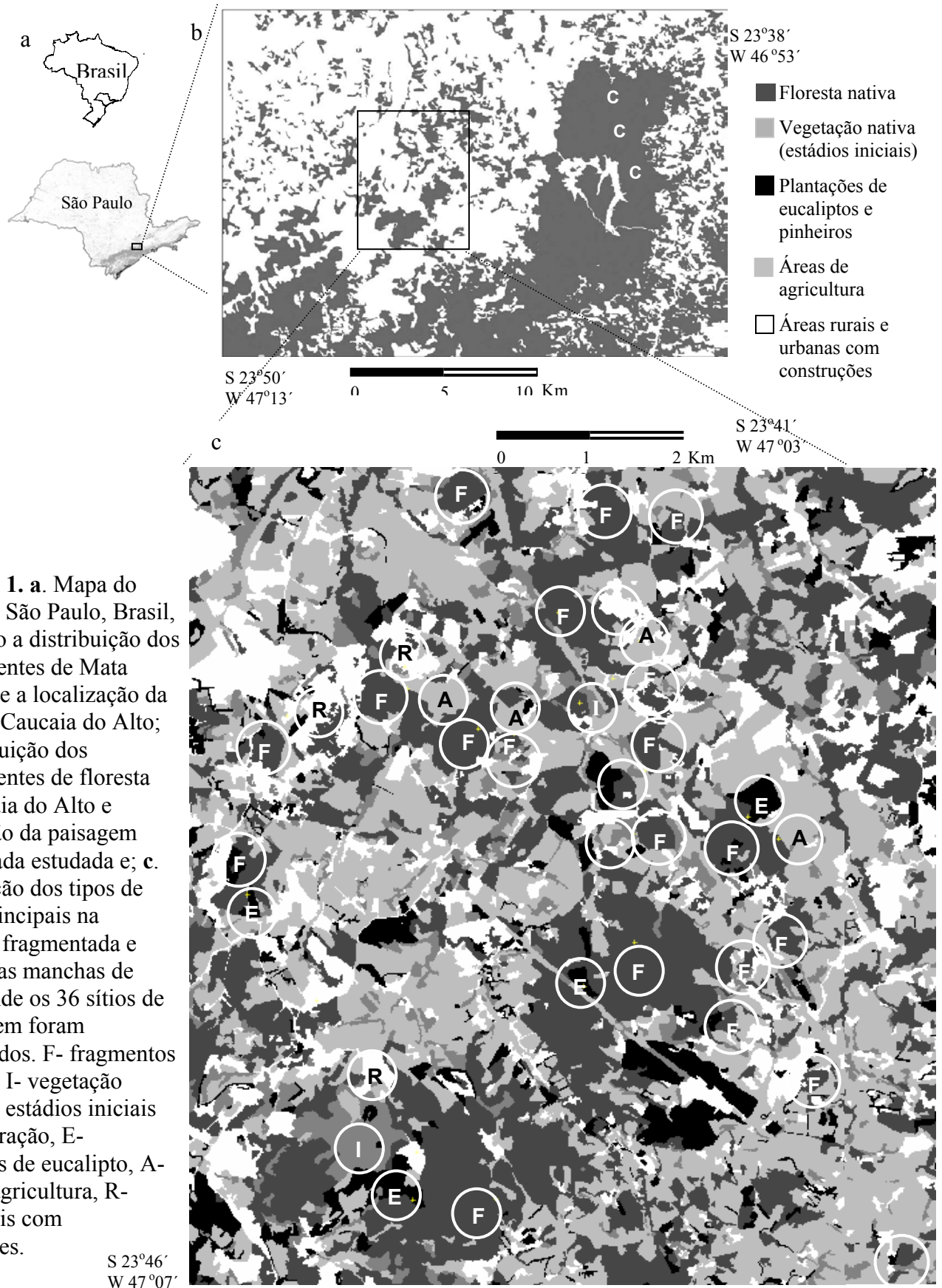


FIGURA 1. a. Mapa do Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a distribuição dos remanescentes de Mata Atlântica e a localização da região de Caucaia do Alto; b. Distribuição dos remanescentes de floresta em Caucaia do Alto e localização da paisagem fragmentada estudada e; c. Distribuição dos tipos de habitat principais na paisagem fragmentada e posição das manchas de habitat onde os 36 sítios de amostragem foram posicionados. F- fragmentos florestais, I- vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração, E- plantações de eucalipto, A- áreas de agricultura, R- áreas rurais com construções.

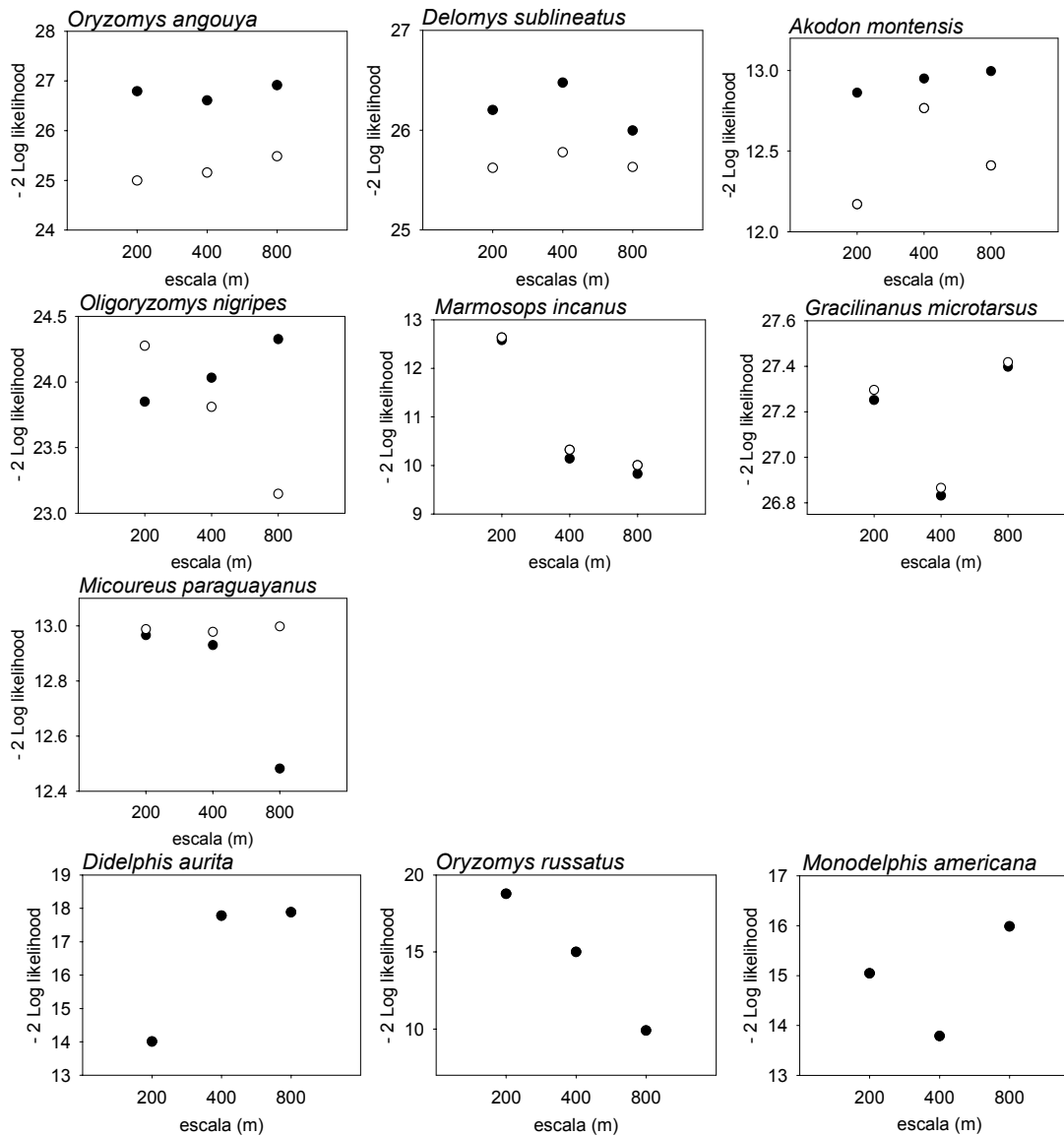


FIGURA 2. Verossimilhança (-2LL) das regressões logísticas entre a ocorrência das espécies de pequenos mamíferos e valores de quantidade de floresta (círculo preto) e quantidade de habitat (área efetiva, círculo branco) dentro de circunferências de 200, 400 e 800 m de raio ao redor dos sítios de amostragem em cada um dos 20 fragmentos florestais em Caucaia do Alto, São Paulo, Brasil.

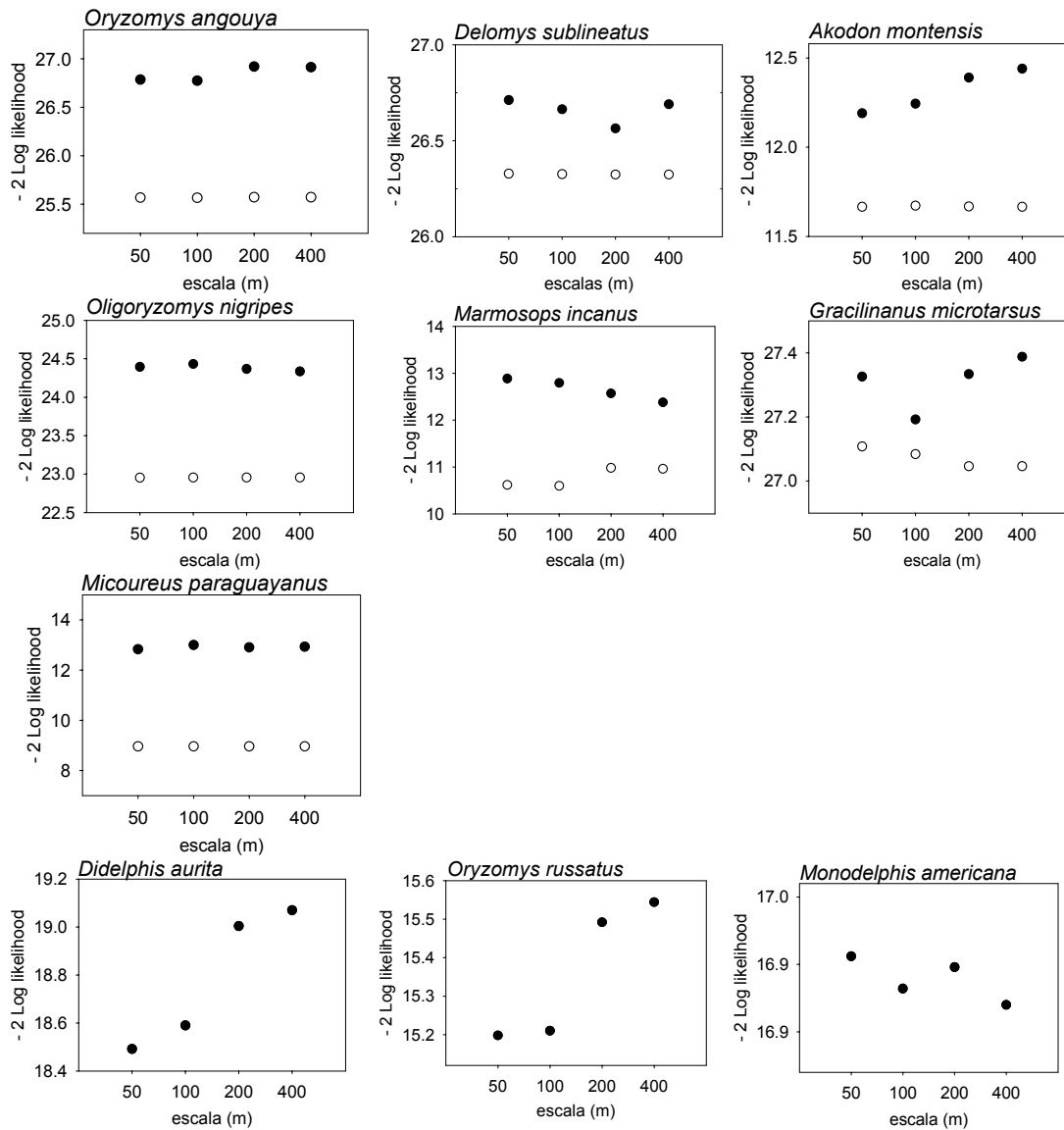


FIGURA 3. Verossimilhança (-2LL) das regressões logísticas entre a ocorrência das espécies de pequenos mamíferos e valores de conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de floresta (círculo preto) e de conectividade baseada na distância e tamanho de manchas de habitat (área efetiva, círculo branco), calculados considerando as manchas à distância máxima de 50, 100, 200 e 400 m da borda de cada um dos 20 fragmentos florestais em Caucaia do Alto, São Paulo, Brasil.

CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados desta dissertação contribuem para o objetivo geral do projeto temático “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo - Projeto Biota/Caucaia” e para a compreensão dos padrões e processos em paisagens fragmentadas tropicais, ao analisar a importância da matriz de ambientes alterados para os efeitos da fragmentação de habitat sobre a comunidade de pequenos mamíferos e ao testar a utilização de uma metodologia relativamente nova para amostragem desta comunidade de animais na região de Mata Atlântica de Caucaia do Alto, Estado de São Paulo.

Nas regiões tropicais, o uso de armadilhas de queda para a amostragem de pequenos mamíferos é recente e restrito a poucos estudos. O uso de réplicas espaciais, realizadas nos mesmos sítios de estudo e com esforço amostral padronizado, possibilitou testar de forma adequada a eficiência e principalmente a congruência de parâmetros da comunidade de pequenos mamíferos obtidos com armadilha de queda e com armadilhas tradicionalmente utilizadas no estudo destes animais.

Este é o primeiro trabalho a usar baldes grandes como armadilhas de queda e a obter grande discrepância na riqueza obtida entre métodos de amostragens, sendo que as armadilhas de queda capturaram três vezes o número de espécies por sítio e duas vezes o número de espécies no total em comparação às armadilhas Sherman. Os resultados obtidos neste trabalho mostram que armadilhas de queda grandes são fundamentais para a amostragem da diversidade e composição da comunidade de pequenos mamíferos tropicais, pois aparentemente são menos seletivas e permitem principalmente a captura de espécies pouco abundantes, de hábitos semi-fossoriais e daquelas que não são atraídas por iscas. A incorporação do uso deste tipo de armadilha poderá contribuir muito para o conhecimento sobre este grupo ecológico bastante diversificado nas florestas neotropicais.

Este trabalho apresenta uma validação da comparação dos resultados sobre a comunidade de pequenos mamíferos obtidos com armadilhas de queda e Sherman, pois apesar das diferenças observadas de eficiência, as amostragens com os dois métodos forneceram resultados congruentes em relação à variação de parâmetros importantes da comunidade de pequenos mamíferos entre diferentes áreas. A existência de congruência sugere que, apesar de poder haver diferenças absolutas entre os métodos, as diferenças

relativas entre sítios de amostragem são proporcionais. Desta forma, comparações entre comunidades de sítios distintos, obtidas com os dois métodos, podem ser realizadas e resultam em padrões gerais semelhantes.

As armadilhas de queda também parecem ser essenciais em estudos demográficos, pois capturam indivíduos dentro de faixa maior de peso (todas as classes etárias) ou capturam mais jovens, enquanto as armadilhas tradicionais falham em capturar jovens. Este é o primeiro trabalho a comprovar este fato baseado em comparações de pesos de indivíduos para várias espécies. Entretanto, o uso das armadilhas de queda em trabalhos sobre demografia ou dinâmica de populações ainda dependem de testes sobre formas de aumentar as taxas de recaptura nestas armadilhas, as quais tendem a ser baixas.

Este trabalho demonstra também a influência de variáveis climáticas sobre as capturas com armadilhas de queda, as quais capturam mais indivíduos em noites com maior precipitação e maiores temperaturas mínimas, indicando que as melhores épocas para amostragem com armadilha de queda nos trópicos são períodos chuvosos e quentes. Secundariamente, a relação das variáveis climáticas com as taxas de captura sugere que os fatores climáticos que afetam a atividade de roedores terrestres e marsupiais arborícolas são diferentes, com os primeiros respondendo ao aumento da precipitação e os segundos ao aumento da temperatura mínima. Esta diferença parece estar relacionada a uma maior vulnerabilidade das tocas utilizadas por animais terrestres a inundação e a maior sensibilidade de marsupiais a quedas de temperatura.

Apenas recentemente a matriz de ambientes alterados que circundam os remanescentes vêm sendo considerada importante para a manutenção da diversidade em paisagens fragmentadas. Na segunda abordagem desta tese, os dados coletados em vários sítios de amostragem na região de Caucaia foram analisados de forma a descrever e comparar o uso, pelos pequenos mamíferos, dos ambientes alterados que envolvem os remanescentes de floresta na região de Caucaia do Alto (capítulo 3) e a utilizar este tipo de informação para o estudo da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies em paisagens fragmentadas (capítulo 4).

A forte segregação, mostrada no terceiro capítulo, da comunidade de pequenos mamíferos entre a vegetação nativa e demais habitats indica a capacidade extremamente reduzida das espécies florestais de ocupar habitats antropogênicos, incluindo aqueles de estrutura florestal como as plantações de eucalipto. Desta forma, os resultados sugerem

que as populações de pequenos mamíferos florestais de Mata Atlântica estejam isoladas nos remanescentes em paisagens com baixa proporção de floresta nativa e, por conseqüência, estejam vulneráveis a extinções locais a médio ou longo prazo. Como a Mata Atlântica encontra-se reduzida atualmente a cerca de 8% de sua extensão original, esta situação põe em risco a grande diversidade e o alto número de endemismos deste bioma.

Dentre os habitats analisados em Caucaia do Alto, a vegetação em estádios iniciais de regeneração apresentou uma razoável permeabilidade para os pequenos mamíferos florestais, indicando juntamente com outros trabalhos na literatura, a importância dos estádios iniciais para a conectividade e o potencial da regeneração natural para a restauração de paisagens fragmentadas. Estes resultados chamam atenção para o fato de que os estádios iniciais de regeneração recebem menos proteção da legislação brasileira em relação aos estádios mais avançados (Decreto 750, de 10 de fevereiro de 1993), o que pode ser negativo não só pela destruição destes habitats, mas também pelo estímulo ao impedimento artificial do processo de regeneração com o objetivo de garantir o uso futuro.

Por outro lado, os habitats antropogênicos foram colonizados quase que exclusivamente por espécies generalistas e espécies invasoras, que são originárias de outros países ou de biomas brasileiros abertos, como o Cerrado e os Campos Sulinos. Estes resultados sugerem que paisagens muito alteradas possam ser dominadas por estas espécies invasoras ou não-típicas, levando a conseqüências negativas para a restauração da paisagem e para a saúde humana. Porque pequenos mamíferos florestais são predadores de sementes e plântulas e atuam como dispersores de sementes e de fungos micorrízicos, influenciando a dinâmica da floresta, sua exclusão pode afetar o potencial de regeneração e restauração das paisagens fragmentadas. Dado que pequenos mamíferos generalistas e dos biomas abertos apresentam alta prevalência de hanta-vírus e que a fragmentação de habitat aumenta significativamente a incidência deste vírus em uma espécie de roedor de floresta temperada, o aumento das suas populações pode levar ao aumento da incidência desta doença nas populações humanas.

A partir destes resultados de que a matriz da paisagem estudada é heterogênea e não é totalmente inóspita, e que a conectividade funcional desta paisagem depende do tipo de habitat e da espécie considerados, achamos que seria de grande relevância a inclusão destas informações sobre a importância da matriz nas análises da estrutura da

paisagem sobre a distribuição das espécies de pequenos mamíferos (capítulo 4). A inclusão de parâmetros da qualidade da matriz é especialmente urgente no planejamento e conservação de paisagens fragmentadas nos trópicos, onde as fronteiras agrícolas e urbanas estão ainda expandindo.

A maioria dos estudos que investigou a influência da estrutura da paisagem sobre a ocorrência ou diversidade de espécies e sobre a estrutura de populações ou comunidades quantificou a área de habitat como a área dos remanescentes e a conectividade, em função de distâncias lineares entre remanescentes. A qualidade de ambientes alterados que circundam os remanescentes de habitat original é, desta forma, negligenciada nestes estudos.

Nossos resultados indicam que a influência da estrutura da paisagem é maior para as espécies que não ocorrem na matriz, ou entre as que ocorrem, para aquelas que não ocupam todos os ambientes da paisagem. Para estas últimas, apenas com inclusão da distância entre manchas de habitats, que é uma medida da chance de dispersão de indivíduos, e do tamanho e qualidade das manchas de habitat, que mede a capacidade das manchas de manter populações, as métricas da estrutura da paisagem permitiram prever a distribuição das espécies entre os remanescentes. Estes dois resultados em conjunto demonstram a importância dos ambientes alterados no entorno, que podem diminuir os efeitos da fragmentação para as espécies que são capazes de ocupá-los, e que modificam a distribuição das espécies mais exigentes, facilitando ou dificultando a chegada de indivíduos ou a manutenção de populações em determinados remanescentes.

A escala espacial de análise também parece ser mais importante para as espécies que não formam populações na matriz. Para estas, a escala adequada varia entre espécies e não está associada ao tamanho corporal das mesmas, ao contrário de sugestões feitas em alguns estudos. Adicionalmente, a escala entre as espécies aparentemente depende do fato dos fatores que condicionam a presença da espécie nas manchas de habitat estarem relacionados a processos na escala dos indivíduos ou da população. Entre as formas de quantificar a estrutura da paisagem, as métricas que consideram a distância e o tamanho e a qualidade das manchas de habitat são recomendáveis, pois além de preverem melhor a ocorrência das espécies, a resposta das espécies a estas métricas varia menos com relação à escala espacial considerada.

Dado que índices de qualidade da matriz aumentaram o poder preditivo de métricas da estrutura da paisagem, especialmente quando a distância, um índice simples

da chance de dispersão entre as manchas, foi levada em consideração, nossos resultados sugerem que a incorporação de parâmetros que quantifiquem a variação na chance de dispersão entre diferentes habitats da matriz pode ser importante para a compreensão da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies. Por isso, são importantes estudos que obtenham dados empíricos de acompanhamento do deslocamento de indivíduos, especialmente de jovens, tipo de estudo praticamente inexistente para as espécies de pequenos mamíferos de florestas tropicais.

Embora a qualidade de ambientes alterados que circundam os remanescentes de habitat original seja negligenciada na maioria dos estudos, este trabalho demonstra que a matriz tem de fato papel fundamental nos processos ecológicos em paisagens fragmentadas. Este trabalho mostra que é viável a coleta de dados feita de forma padronizada e em vários tipos de ambientes para descrever a distribuição das espécies e comparar diferentes habitats, e que estes dados podem ajudar a compreender como as características de paisagens dominadas pelo homem influenciam a ocorrência e persistência de populações e, com isso, ajudar a estabelecer planos de ocupação e formas de manejo em paisagens fragmentadas.

RESUMO

Esta dissertação fez parte do projeto temático “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo”, que teve como objetivo geral estudar os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre diversas comunidades e processos ecológicos na região de Caucaia do Alto, SP. A dissertação está dividida em três capítulos centrais e duas abordagens principais. A primeira delas utilizou dados coletados por mim e outros pesquisadores com o objetivo de testar o uso de uma metodologia de captura de pequenos mamíferos relativamente nova e pouco utilizada nos trópicos, comparando a sua eficiência com a da metodologia mais tradicional de coleta de dados sobre estes animais (capítulo 2). Estudos recentes demonstram que a matriz, conjunto de ambientes alterados que circundam os remanescentes em paisagens fragmentadas, considerada inicialmente inóspita e homogênea, funciona como um mosaico de unidades com diferentes permeabilidades ao deslocamento ou à ocorrência das espécies. Dentro deste contexto, a segunda abordagem desta dissertação corresponde à descrição e comparação do uso, pelos pequenos mamíferos, dos ambientes alterados que envolvem os remanescentes de floresta (capítulo 3) e à utilização deste tipo de informação para o estudo da influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição de espécies (capítulo 4). No capítulo 2, para avaliar a eficiência e a congruência entre tipos de armadilhas, amostramos a comunidade de pequenos mamíferos de forma padronizada usando armadilhas Sherman e de queda em 26 sítios, 20 localizados em fragmentos florestais e seis em floresta contínua. Os resultados sugerem que armadilhas de queda, quando constituídas por baldes grandes e profundos e utilizadas nas épocas chuvosas e quentes, não só complementam a diversidade encontrada com o uso de armadilhas tradicionais, como podem triplicar a riqueza por sítio de amostragem, incluindo espécies raras, de hábitos semi-fossoriais e espécies escansoriais/arborícolas geralmente não atraídas pela isca das armadilhas tradicionais. Apesar das diferenças de eficiência, os resultados sugerem que os dados obtidos com os dois tipos de armadilhas são congruentes e que variações de diversidade e abundância entre sítios são semelhantes entre os métodos. As armadilhas de queda também parecem ser essenciais em estudos demográficos, já que capturam indivíduos em uma amplitude maior de peso, incluindo os jovens, raramente capturados nas armadilhas tradicionais. No capítulo 3, para

avaliar a qualidade da matriz para os pequenos mamíferos na região de Caucaia do Alto, utilizamos os dados de amostragens padronizadas realizadas em 23 sítios, sete localizados em remanescentes florestais (floresta contínua e fragmentos) e 16 distribuídos nos quatro tipos predominantes de habitats da matriz (vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração, plantações de eucalipto, áreas de agricultura e áreas rurais com construções). Houve forte segregação na comunidade de pequenos mamíferos entre a vegetação nativa e demais habitats, indicando a capacidade extremamente reduzida das espécies florestais de ocupar habitats antropogênicos. A vegetação nativa em estádios iniciais apresentou uma razoável permeabilidade para as espécies florestais, sugerindo o potencial da regeneração natural para a restauração de paisagens fragmentadas de Mata Atlântica. Os habitats antropogênicos foram dominados por espécies generalistas, exóticas ou típicas de biomas abertos, sugerindo que paisagens muito alteradas possam ser dominadas por estas espécies, com conseqüências para a regeneração das florestas e para a saúde humana. No capítulo 4, a partir dos resultados da distribuição das espécies de pequenos mamíferos nos habitats do mosaico, informações sobre a qualidade destes habitats foram utilizadas na avaliação da influência da estrutura da paisagem sobre a ocorrência das espécies em 20 fragmentos florestais, com o objetivo de comparar o poder explanatório de métricas que consideram ou não a qualidade da matriz e investigar a importância da escala espacial. Os resultados indicam que a influência da estrutura da paisagem é maior para as espécies que não ocorrem na matriz, ou entre as que ocorrem, para aquelas que não ocupam todos os ambientes da paisagem. Em geral, os modelos com as métricas que consideram a qualidade da matriz apresentaram maior poder explanatório sobre a distribuição das espécies nos fragmentos. Dentre as métricas que consideram a qualidade da matriz, aquelas que incorporam a distância entre as diferentes manchas de habitat mostraram vantagens em relação às que consideram apenas a área das manchas, pois apresentaram maior poder explanatório sobre a ocorrência de um maior número de espécies e menor variação do poder explanatório em relação a mudanças na escala espacial considerada. Esta última característica é importante dada a falta de uniformidade observada na resposta das espécies à variação da escala espacial e a escassez de informações que embasem a escolha de escalas espaciais adequadas para espécies tropicais.

ABSTRACT

This dissertation was developed as part of the thematic project “Biodiversity Conservation in Fragmented Landscapes at the Atlantic Plateau of São Paulo”, which aimed at studying the effects of the fragmentation of the Atlantic forest on several communities and ecological processes in Caucaia do Alto, SP. This dissertation is divided in two main approaches that comprise three chapters. In the first approach, I used data collected by myself and by other researchers with the objective of testing the use of a relatively new and little explored methodology to capture small mammals in the tropics, comparing its efficiency to the methodology that is traditionally used to collect data about these animals (chapter 2). Recent studies have shown that the matrix of altered habitats surrounding remnants in fragmented landscapes, considered initially as inhospitable and homogeneous, act as a mosaic of units presenting different degrees of permeability to the movement or to the occurrence of species. Within this context, the second approach of this dissertation concerns the description and comparison of use of the altered habitats surrounding forest remnants by small mammals (chapter 3) and to the use of this type of information for the study of the influence of landscape structure on species distribution (chapter 4). In chapter 2, aiming at the evaluation of the efficiency and congruence of different types of traps, we sampled the small mammal community using a standardized procedure, with Sherman and pitfall traps in 26 study sites, 20 located in forest fragments and six in the continuous forest. Results suggest that large and deep enough pitfall traps used during wet and warm periods, not only complement the diversity found using traditional traps, but also leads to a considerable increase in the number of species found at each study site, including rare species, semi-fossorial species and scansorial/arboreal species that are usually not attracted to the bait used in traditional traps. Despite differences in efficiency, results suggest that data gathered with the two types of traps are congruent and that the variation in diversity and abundance among study sites is similar between the two methods. Pitfall traps also seem to be essential in demographic studies because they are able to capture individuals within a larger range of weights, including young individuals, which are rarely captured using traditional traps. In the chapter 3, to evaluate matrix quality for the small mammals in Caucaia do Alto, we used data from standardized sampling in 23 study sites, seven of

which were located in forest remnants (continuous and fragmented forest) and 16 were distributed in the four main types of matrix habitats (native vegetation in initial stages of regeneration, eucalyptus plantation, areas of agriculture and rural areas with buildings). There was a strong segregation in the small mammal community between native vegetation and the other habitats, indicating the extremely low capacity of forest species to occupy anthropogenic habitats. Native vegetation in initial stages presented a reasonable permeability to forest species, suggesting the potential of natural regeneration to restore fragmented Atlantic forest landscapes. Anthropogenic habitats were dominated by generalist species, exotic species or species that are typical from open biomes, suggesting that highly altered landscapes may be dominated by these species, with consequences to forest regeneration and to human health. In chapter 4, using the results of the distribution of the small mammal species in the habitats of the mosaic, information on the quality of these habitats was applied in the evaluation of the influence of landscape structure on the occurrence of species in 20 forest fragments, aiming to compare the explanatory power of metrics that consider or not matrix quality and to investigate the importance of spatial scale. Results indicate that the influence of landscape structure is stronger for species that do not occur in the matrix, or for species that do not occur in all habitats in the mosaic. In general, the models using metrics that consider matrix quality presented higher explanatory power on the distribution of species. Among the metrics that consider matrix quality, those that incorporate distance among different habitat patches presented advantages in relation to those that consider only patch area, because they presented a higher explanatory power to the occurrence of a larger number of species and lower variation in the explanatory power in relation to changes in spatial scale. The later characteristic is important given the lack of uniformity observed in species response to variations in spatial scale, and the scarcity of information that could support the choice of adequate spatial scales for tropical species.