Amanda Francisco Prado

**Abundância de roedores reservatórios de hantavírus
no bioma da Mata Atlântica: efeitos da estrutura da
paisagem e da escala de análise**

Abundance of hantavirus reservoir rodents in the Atlantic
Forest biome: effects of landscape structure and scale
analysis

São Paulo
2015

Amanda Francisco Prado

Abundância de roedores reservatórios de hantavírus no
bioma da Mata Atlântica: efeitos da estrutura da paisagem
e da escala de análise

Abundance of hantavirus reservoir rodents in the Atlantic
Forest biome: effects of landscape structure and scale
analysis

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

Orientador: Prof. Dr. Jean Paul Walter Metzger

São Paulo
2015

Prado, Amanda Francisco

Abundância de roedores reservatórios de hantavírus no bioma da Mata Atlântica: efeitos da estrutura da paisagem e da escala de análise

46 páginas.

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

1. Estrutura da Paisagem; 2. Hantavirose; 3. *Necromys lasiurus*; 4. *Oligoryzomys nigripes*. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Jean Paul Metzger

Agradecimentos:

À Renata Pardini, Fabiana Umetsu e Adriana Bueno por muito gentilmente cederem os dados de abundância das espécies.

Ao Jean Paul Metzger pela orientação, paciência e atenção durante todo o período do mestrado.

À Paula Prist e ao Leandro Tambosi por me ajudarem nas análises de dados e em muitos momentos de desespero no “ArcGis”.

À Liz Nichols e à Cris Giannini pelas valiosas contribuições dos comitês de acompanhamento.

A todos do Lepac, que me ajudaram de alguma forma, seja tirando dúvidas ou tornando os dias no laboratório mais leves e divertidos.

Aos meus amados pais, Neide e Armando, que sempre me incentivaram, estiveram ao meu lado e nunca me deixaram desanimar nem nos momentos mais difíceis.

Aos meus queridos e amados irmãos, Priscila e Vinicius, e a todos os outros da minha família, que também sempre se mostraram interessados e dispostos a ajudar.

Aos meus amigos, que, muito ou um pouco menos, já me ouviram falar sobre meu projeto e as repercussões que ele teve em minha vida.

À Projeto Liberdade Capoeira, que muitas vezes foi o lugar onde eu consegui deixar as preocupações de lado e recuperar minhas energias, e a todos de lá pelo axé de sempre.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado.

A todos os outros que, de qualquer forma que seja, tenham contribuído com esse trabalho.

Meus mais sinceros agradecimentos.

Sumário:

Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
Material e Métodos	6
Resultados	13
Discussão	24
Conclusão	34
Referências bibliográficas	35
Anexos	43

Resumo

O risco transmissão de hantavírus para humanos na Mata Atlântica está diretamente relacionado à abundância de duas espécies de roedores, *Oligoryzomys nigripes* e *Necomys lasiurus*, reconhecidas como os principais reservatórios destes vírus naquele bioma. Ambas as espécies são beneficiadas por alterações antrópicas, porém, pouco se sabe sobre quais parâmetros da estrutura da paisagem e a escala espacial (em termos de extensão e resolução) em que a paisagem influencia a abundância destas espécies. Este trabalho procura preencher essa lacuna de conhecimento e investigar como uma definição adequada de parâmetros e escalas pode afetar modelos de extrapolação espacial das abundâncias destas espécies, o que pode ter amplas implicações para um melhor controle da propagação de hantavírus. O trabalho foi desenvolvido em seis paisagens da Mata Atlântica no Planalto Paulista, próximas ao local do primeiro registro de hantavirose no Brasil, sendo três de mata contínua e três paisagens fragmentadas, as quais diferiam com relação à porcentagem de cobertura florestal (11, 31 e 49%). Os pequenos mamíferos foram coletados em contextos de fragmentos florestais, mata contínua e matriz, totalizando 104 pontos de coleta. A análise, baseada em uma abordagem de seleção de modelos, considerou a estrutura da paisagem em diferentes extensões espaciais ao redor dos pontos de coleta (raios de 200, 500 e 800 m), em três mapeamentos que diferiam quanto a suas resoluções espaciais (10, 30 e 260 m). A partir do melhor modelo selecionado para cada espécie e para cada resolução, foi feita uma extrapolação das abundâncias, através da qual comparou-se os resultados obtidos em cada mapeamento. Foram capturados 1074 indivíduos de *O. nigripes*, a maioria nos fragmentos florestais. A maior abundância observada ocorreu nos fragmentos da paisagem de 11% de mata, diminuindo gradativamente nas paisagens com maiores porcentagens de cobertura florestal. *N. lasiurus* foi quase que exclusivamente coletado na matriz e, a maioria, na paisagem de 11% de mata. A abundância de *O. nigripes* foi diferentemente influenciada pela cobertura florestal da paisagem dependendo do contexto (fragmentos, mata contínua e matriz) em que a espécie se encontrava e também foi influenciada pela cobertura florestal e densidade de borda em escala local (200 m). A abundância de *N. lasiurus* foi negativamente influenciada pela cobertura florestal em escalas mais locais e variou de acordo com o tipo de cultura agrícola. A escala que mais influenciou ambas as espécies foi a de 200 m. Os mapeamentos com resolução de 10 e 30 m foram mais semelhantes entre si do que quando comparados com o mapeamento de 260 m, o que se refletiu nos melhores modelos de abundância selecionados, assim como nas extrapolações das abundâncias. Nossos resultados mostram que estas duas espécies respondem à degradação das paisagens e que paisagens mais biodiversas impedem um grande aumento da abundância de espécies que atuam como reservatórios dos hantavírus. Os resultados reforçam a necessidade de serem tomadas medidas que impeçam ou diminuam o desmatamento e a degradação da Mata Atlântica, ou que incentivem a regeneração e restauração florestal, para que possam ser evitados outros surtos de hantavirose. Além disso, evidenciam a importância de se escolher adequadamente a resolução do mapeamento em estudos ecológicos, baseando-se em atributos biológicos da espécie estudada, e ressaltam que extrapolações de abundância das espécies reservatório feitas em escalas muito grosseiras (e.g. acima da escala de resposta das espécies) podem levar a erros expressivos, potencialmente reduzindo a efetividade de ações voltadas para o controle da propagação de hantavírus.

Abstract

Hantavirus transmission risk to humans in the Atlantic Forest is directly related to the abundance of two rodent species, *Oligoryzomys nigripes* and *Necromys lasiurus*, recognized as the main reservoir species of Hantavirus in this biome. Both species benefit by landscape anthropogenic changes, however, the structural parameters and the spatial scale (in terms of extension and resolution) in which the landscape influences the abundance of these two species remains to be examined. This study aims to fill this research gap and specifically test how a proper definition of parameters and scales may affect spatial extrapolation models of the abundance of these species, what may have broad implications for a better control of Hantavirus. This study was conducted in Plateau Paulista, Atlantic Forest, near to the first Hantavirus case in Brazil. Six landscapes were selected, being three control areas (continuous forest) and three fragmented landscapes, which differ in relation to the forest cover percentage (11, 31 e 49%). Small mammals were collected in forest patches, continuous forest and matrix contexts, totaling 104 collect stations. We performed a model selecting approach considering the landscape structure in different spatial extensions around each collect station (200, 500 and 800 m radius) in three different mapping that differ in their spatial resolution (10, 30 and 260 m). The best selected model to each specie in each map resolution was used to extrapolate the species abundance for the entire fragmented landscapes studied, whereby the obtained results for each mapping resolution were compared. A total of 1074 individuals of *O. nigripes* were captured, most of them in forest patches. The highest abundance occurred in forest patches of the 11% forest cover landscape, decreasing gradually in landscapes with higher forest cover percentage. *N. lasiurus* was almost exclusively collected in the matrix with most of the individuals being collected in the 11% forest cover landscape. The abundance of *O. nigripes* was differently influenced by the landscape forest cover depending on the context (forest patches, continuous forest and matrix) in which the species was collected and it was influenced by forest cover and edge density at the local scale (200 m). The abundance of *N. lasiurus* was negatively influenced by forest cover at more local scales and varied according with type of crop. The scale that most influenced both species was 200 m. The 10 and 30 m resolution mappings were more similar to each other than with the 260 m resolution mapping, what reflected on the best selected models of abundance, as well as on the abundance extrapolations. Our results show that these two species respond to the landscape degradation and that more biodiverse landscapes prevent the increase of the species abundance that act as Hantavirus reservoirs. Our results reinforce the need of measures that prevent or reduce the Atlantic Forest deforestation and degradation, or encourage the regeneration and forest restoration, in order to avoid other Hantavirus outbreaks. Besides, our results evidence the importance of choosing accordingly the mapping resolution in ecological studies, which should consider the biological traits of the studied species. Additionally we highlight that abundance extrapolations of reservoir species done in a very coarse grain resolution (e.g. above the species response scale) may lead to significant errors, potentially reducing the effectiveness of actions aimed at controlling Hantavirus spread.

1. Introdução

Os efeitos da perda e fragmentação de habitats nativos provocados pelas atividades humanas, como agricultura, pecuária e expansão de centros urbanos, sobre a estrutura de comunidades biológicas já são bem conhecidos (Fahrig 2003; Pardini *et al.* 2005). No entanto, as implicações funcionais destas mudanças ainda são pouco estudadas. Em particular, a simplificação das comunidades em decorrência da redução da abundância ou extinção de espécies especialistas e do aumento da abundância de espécies generalistas e invasoras pode facilitar a propagação de algumas zoonoses (Utrera *et al.* 2000; Daily *et al.* 2003; Pardini 2004; Ruedas *et al.* 2004; Umetsu & Pardini 2007). Isto ocorre pois algumas espécies generalistas, que são beneficiadas pelas paisagens perturbadas, são hospedeiras de patógenos potencialmente transmissíveis e prejudiciais aos seres humanos (Katz *et al.* 2001; Suzán *et al.* 2008). Os roedores, em particular, são tidos como os principais hospedeiros de pelo menos 60 zoonoses que afetam os humanos (Hugh-Jones *et al.* 1995).

O risco de transmissão de zoonoses para os seres humanos é dependente da abundância das espécies hospedeiras no ambiente e da prevalência da infecção dentro da população de hospedeiros (Childs *et al.* 1995; Mills & Childs 1998; Yates *et al.* 2002; de Oliveira *et al.* 2014). Estudos mostram que distúrbios ambientais, além de causarem aumento na abundância de espécies generalistas (Suzán *et al.* 2008a) e redução da biodiversidade, causam um aumento na prevalência das zoonoses que têm essas espécies como hospedeiras. Este é o caso das hantavirose (Yates *et al.* 2002; Goodin *et al.* 2006; Peixoto & Abramson 2006; Calisher *et al.* 2007; Clay *et al.* 2009; Dizney & Ruedas 2009; Suzán *et al.* 2009). Desta forma, a perda e a simplificação da diversidade biológica, causadas pelas atividades antrópicas, podem resultar no aparecimento, reaparecimento e aumento do risco de incidência de zoonoses em populações humanas (Mills 2006; Suzán *et al.* 2008a; Suzán *et al.* 2008b), devido ao maior contato dos indivíduos das espécies hospedeiras entre si e destas com os seres humanos (Childs *et al.* 1995; Mills & Childs 1998; Mills 2005; Dearing & Dizney 2010).

As hantavirose são exemplos de zoonoses emergentes do novo milênio (Ferreira 2003). Elas ocorrem ao redor de todo o mundo e são causadas pelos vírus do gênero *Hantavirus*, da família Bunyaviridae. No continente americano, esses vírus são responsáveis por causar a síndrome cardiopulmonar por hantavírus (HCPS – sigla em inglês), a qual possui letalidade que varia de 30%, no Paraguai, até cerca de 50%, no Brasil e na Argentina (Ferreira 2003; Figueiredo *et al.* 2003), e cuja incidência tem

aumentado consideravelmente nas últimas décadas, constituindo-se um problema de saúde pública (Bi *et al.* 2008). A transmissão da doença para humanos ocorre através da inalação dos vírus na forma aerolisada, provenientes da saliva, urina e fezes secas dos hospedeiros (Hart & Bennett 1999), sendo possível, também, a transmissão horizontal entre os hospedeiros, através de interações sociais, agressivas ou não (Mills *et al.* 1999; Padula *et al.* 2004; de Oliveira *et al.* 2014), ou da inalação de aerossóis de excretas contaminadas com os vírus (Kariwa *et al.* 1998; Padula *et al.* 2004).

Na América do sul, espécies de roedores da subfamília Sigmodontinae (Cricetidae) são os reservatórios naturais dos hantavírus (Mills *et al.* 1998; Mills *et al.* 1999; Ferreira 2003; Bi *et al.* 2008). De forma geral, essas espécies possuem características que propiciam rápido crescimento populacional (Bonvicino *et al.* 2008), especialmente quando há grande oferta de recursos (Parmenter *et al.* 1993; Feliciano *et al.* 2002; Yates *et al.* 2002). São animais normalmente generalistas, que podem ser beneficiados pelas mudanças na paisagem, fazendo com que se tornem dominantes em habitats perturbados e agrícolas (Katz *et al.* 2001; Ruedas *et al.* 2004; Goodin *et al.* 2006; Suzán *et al.* 2008a) e se dispersem para áreas rurais e peri-urbanas. Desta forma, a HCPS configura-se como uma doença rural, agrícola ou peri-urbana, já que nesses locais ocorrem altas densidades de roedores reservatório de hantavírus e aglomerações humanas com condições sanitárias precárias (Ferreira 2003).

O primeiro caso de hantavirose no Brasil foi registrado em 1993, no estado de São Paulo, em uma área de desmatamento, na cidade de Juitiba (Silva *et al.* 1997). Até o ano de 2009, já haviam sido reportados 136 casos de HCPS neste estado e 1169 casos em todo o país (Brasil 2013), sendo que cerca de 50% das pessoas infectadas exerciam atividades agropecuárias (Ferreira 2003; Brasil 2013). As mudanças demográficas e de uso da terra ocorridas no país nos últimos 100 anos, com a consequente fragmentação e perda de habitats naturais, podem ter alterado a dinâmica dos reservatórios naturais dos hantavírus (Langlois *et al.* 2001) e, por consequência, a dinâmica de transmissão da doença (Suzán *et al.* 2008b), propiciando a infecção e, portanto, a emergência da HCPS no país (Suzán *et al.* 2008a; Figueiredo *et al.* 2009).

Ao menos oito espécies de Sigmodontinae foram identificadas como reservatórios dos hantavírus no Brasil. Na região Sudeste e Sul do Brasil, *Necromys lasiurus* e *Oligoryzomys nigripes* são reconhecidamente reservatórios naturais dos genótipos Araraquara e Juitiba, respectivamente (Katz *et al.* 2001; Suzuki *et al.* 2004; Figueiredo *et al.* 2009; de Oliveira *et al.* 2011, de Oliveira *et al.* 2014). *N. lasiurus*

habita formações abertas e florestais do Cerrado e áreas de vegetação aberta na Mata Atlântica e no estado do Pará, tendo também ocorrência registrada em outros países da América do Sul, como Bolívia, Argentina, Paraguai e Peru. *O. nigripes* habita principalmente formações florestais e abertas da Mata Atlântica e Caatinga, além de ter ocorrência conhecida no Paraguai, Uruguai e na Argentina (Mares *et al.* 1986; Suzuki *et al.* 2004; Weksler & Bonvicino 2005; de Oliveira *et al.* 2013). Ambas as espécies se alimentam de sementes, frutos e insetos (Emmons 1990; Francisco *et al.* 1995; Vieira 2003) e possuem boa capacidade de adaptação a ambientes antrópicos, como pastagens (Feliciano *et al.* 2002; Martin *et al.* 2012) e culturas agrícolas (Goodin *et al.* 2006; Umetsu & Pardini 2007; Umetsu *et al.* 2008; Gheler-Costa *et al.* 2012), além de bordas florestais (Santos-Filho *et al.* 2008, de Oliveira *et al.* 2014). Entretanto, ainda há pouca informação a respeito de como, e em qual escala, essas espécies são influenciadas e respondem à estrutura da paisagem (Ferreira *et al.* 2012), o que pode ter importantes, e ainda desconhecidos, impactos epidemiológicos e sociais (Suzán *et al.* 2008a).

A identificação da escala que melhor explica a variação na presença e abundância das espécies é um objetivo central na ecologia (Turner 2005; Ferreira *et al.* 2012) e, uma vez que espécies diferem quanto à escala espacial a qual percebem e respondem à paisagem (Levin 1992; Whittaker *et al.* 2001; Mayer & Cameron 2003), a utilização da escala apropriada é fundamental para que processos e padrões ecológicos de interesse possam ser identificados (Wiens 1989). A escala espacial de dados ecológicos possui dois componentes: a extensão, que é a área definida como a paisagem de estudo, e a resolução, que é o tamanho de cada unidade de observação (Wiens 1989). Extensões maiores normalmente, mas não necessariamente, estão associadas a resoluções mais grosseiras e a utilização de uma resolução mais grosseira do que aquela que os organismos percebem a paisagem pode obscurecer relações importantes entre os organismos e o ambiente (Mayer & Cameron 2003). Desta forma, Wiens (1989) sugere a utilização de uma perspectiva multiescalar, já que, muitas vezes, a escala de observação apropriada não é imediatamente aparente.

A escala que mais influencia as relações das espécies com o ambiente depende dos traços biológicos das espécies, especialmente da mobilidade (Jackson & Fahrig 2012, 2015). É conhecido que a abundância de *O. nigripes* e *N. lasiurus* é influenciada por fatores tanto na escala de microhabitat (Henriques & Alho 1991; Vieira *et al.* 2005; Puttner *et al.* 2008), como na escala da paisagem (Umetsu & Pardini 2007; Umetsu *et al.* 2008). Entretanto, apesar de estudos mostrarem que ambas as espécies possuem

padrão de movimento que não ultrapassa 100 m (Pires *et al.* 2002; Vieira *et al.* 2005; Puttker *et al.* 2006), não é conhecida a extensão espacial intrínseca em que a estrutura da paisagem possui maior influência sobre a abundância dessas duas espécies.

Conhecer a ecologia dos reservatórios naturais dos hantavírus é fundamental para entender como as mudanças na estrutura da paisagem afetam a dinâmica de transmissão da hantavirose (Dearing & Disney 2010), para que, assim, possam ser tomadas medidas que diminuam o risco de ocorrência da doença em humanos (Mills *et al.* 1998; de Oliveira *et al.* 2014). Desta forma, os objetivos deste trabalho são analisar: (i) que parâmetros da estrutura da paisagem influenciam a abundância de *O. nigripes* e *N. lasiurus* no bioma da Mata Atlântica; (ii) em qual extensão espacial essa relação entre estrutura da paisagem e abundância das espécies é mais forte; e (iii) como a utilização de mapeamentos com diferentes resoluções influenciam os padrões observados. As hipóteses são que: (i) essas espécies estarão mais associadas a paisagens mais impactadas e modificadas, uma vez que elas são espécies generalistas que tendem a ser beneficiadas pela perda de cobertura vegetal natural e pelo aumento de áreas de bordas florestais; (ii) as respostas serão espécie-dependentes, porém com valores semelhantes, já que as espécies possuem padrão de movimento semelhante; e que (iii) mapas com resoluções mais grosseiras alteram os padrões de relação observados em mapas com resolução mais fina. A partir dos resultados obtidos em seis paisagens da Mata Atlântica, foi feita uma extrapolação da abundância de *O. nigripes* e *N. Lasiurus* para toda a área de estudo utilizando-se três mapeamentos com diferentes resoluções, com o intuito de verificar como a resolução dos mapeamentos influencia as abundâncias previstas para cada espécie.

2. Material e Métodos

a) Área de estudo

O estudo foi realizado em seis paisagens, três fragmentadas e três paisagens de mata contínua, de cerca de 10 mil hectares cada, no Planalto Paulista, estado de São Paulo, em áreas próximas ao município de Juquitiba, onde ocorreu o primeiro registro de hantavirose no Brasil. A região era originalmente coberta por Mata Atlântica, classificada como “Floresta Atlântica Baixo Montana” (Oliveira & Fontes 2000), e hoje encontra-se reduzida a fragmentos de diversos tamanhos e em diferentes estágios sucessionais.

As paisagens possuem características abióticas, como topografia, clima e relevo, semelhantes e variam em relação à porcentagem de cobertura florestal. As paisagens fragmentadas têm coberturas florestais de 11%, 31% e 49%. A paisagem de 11% de cobertura florestal localiza-se entre os municípios de Ribeirão Grande e Capão Bonito, a de 31% fica no município de Ibiúna, perto do distrito de Caucaia do Alto, e a de 49% de mata situa-se entre os municípios de Tapiraí e Piedade. Adjacente a cada uma dessas paisagens foram amostradas paisagens de mata contínua, as quais serviram como controle, cada qual possuindo mais de 90% de cobertura florestal (Figura 1).

Os fragmentos florestais das paisagens fragmentadas são compostos de vegetação nativa em estágio intermediário de sucessão e os principais tipos de matrizes que circundam esses fragmentos nas paisagens de 11%, de 31% e de 49% de mata são: campos antrópicos (91%, 55% e 84% da área de matriz, respectivamente), compostos de agricultura e pastagens, áreas urbanas ou instalações rurais com construções (1,8%, 23% e 0,2% da área de matriz, respectivamente), áreas de plantação de pinus e eucalipto (1,4%, 10% e 10% da área de matriz, respectivamente) e vegetação nativa em estágio inicial de sucessão (4,6%, 11% e 6% da área de matriz, respectivamente). As paisagens controle são compostas principalmente de mosaicos de mata madura e de vegetação nativa em estágio intermediário de sucessão.

b) Coleta de dados

Os dados utilizados neste estudo foram dados secundários, coletados pelas pesquisadoras Renata Pardini, Fabiana Umetsu e Adriana Bueno. Os pequenos mamíferos foram coletados em um total de 104 pontos nas seis paisagens estudadas, dos quais 68 foram em floresta, sendo 18 destes em mata contínua e 50 em fragmentos, e 36 em áreas de matriz. Em cada paisagem controle, foram amostrados ao total seis pontos, três em mata madura e três em mata em estágio intermediário de sucessão. Na paisagem de 11% de mata foram amostrados 15 fragmentos, os quais variaram de 6 a 106 ha, na paisagem de 31% de mata foram amostrados 20 fragmentos, os quais variaram entre 2 e 374 ha, e na paisagem de 49% de mata também foram amostrados 15 fragmentos, os quais variaram de 3 a 145 ha. Além disso, nas paisagens de 11% e de 49% de mata, foram amostradas 18 áreas de cultivos agrícolas anuais em cada paisagem, as quais distavam em mais de 50 m de um remanescente florestal. Maiores detalhes sobre a seleção dos pontos de coleta podem ser obtidos em Bueno (2008), Umetsu (2010) e Puttker (2008).

Figura 1. Localização das paisagens estudadas no Planalto Atlântico Paulista. a) Paisagem de 31% de cobertura florestal; b) Paisagem de 49% de cobertura florestal; e c) Paisagem de 11% de cobertura florestal. Os retângulos vermelhos no estado de São Paulo referem-se às paisagens de mata contínua.

A coleta em cada ponto amostral seguiu um protocolo padronizado, no qual 11 armadilhas de queda (baldes de 60 L) foram dispostas a 10 m uma da outra, em um transecto de 100 m, e interligadas por cercas-guia de 50 cm de altura. Na mata contínua e nos fragmentos florestais, cada ponto de coleta foi amostrado em quatro sessões de captura de 8 dias cada, em dois verões consecutivos (paisagem de 31% de mata e sua respectiva paisagem controle: 2001-2002 e 2002- 2003; paisagens de 11% e 31% de mata e suas respectivas áreas controle: 2005-2006 e 2006-2007), totalizando 32 dias de captura e 352 armadilhas-noite por ponto e 23.936 armadilhas-noite nos 68 pontos de coleta na floresta. Em cada ponto amostral na matriz, foram realizadas duas sessões de captura de oito dias cada, no verão de 2007-2008, totalizando 16 dias de captura por ponto, 176 armadilhas-noite por ponto e 6.336 armadilhas-noite nos 36 pontos de coleta na matriz. Tanto na mata quanto na matriz, durante cada sessão de captura, as armadilhas eram checadas diariamente e, para evitar contagem redundante, os indivíduos capturados eram marcados com brincos metálicos numerados.

Para *O. nigripes*, que é uma espécie generalista e encontrada em remanescentes florestais e em diversos tipos de matrizes (Umetsu *et al.* 2008), a abundância por ponto, calculada como a soma dos indivíduos capturados em todas as sessões de captura em cada ponto, foi obtida para os 104 pontos de coleta. Entretanto, para *N. lasiurus*, que é uma espécie típica de áreas abertas (Mares *et al.* 1986; Gheler-Costa *et al.* 2012), a abundância foi calculada para todos os pontos de coleta, porém apenas os 36 pontos de coleta na matriz foram utilizados na análise, já que o número de indivíduos coletados tanto nos fragmentos florestais quanto na mata contínua foi pequeno, inviabilizando a análise para esses pontos.

c) Métricas da paisagem e variáveis preditoras

A estrutura da paisagem foi analisada em uma abordagem multiescalar, a fim de determinar a escala que mais influencia a abundância de *O. nigripes* e *N. lasiurus* (Wiens 1989). As escalas foram definidas como um círculo concêntrico de raio de 200, 500 e 800 m ao redor de cada ponto de coleta. Estas extensões foram definidas de acordo com o deslocamento das espécies (ca. 50 a 100 m) e com o trabalho de Jackson & Fahrig (2012), que sugere que a escala adequada para uma espécie está entre quatro e nove vezes sua distância média de dispersão. A escala de maior extensão (800 m) é relatada em estudos anteriores como a melhor escala espacial que espécies de pequenos mamíferos respondem à cobertura florestal local (Umetsu *et al.* 2008).

As paisagens fragmentadas foram mapeadas a partir de imagens SPOT 5, com resolução de 10 m, através de técnicas de processamento digital de imagens e visitas a campo. As imagens utilizadas para mapear as paisagens de 11% e de 49% de mata eram de 2005 e a imagem da paisagem de 31% de mata era de 2000. Já que não havia imagens SPOT disponíveis das áreas de mata contínua, o mapeamento fino nas três escalas (200, 500 e 800 m) ao redor de cada ponto de coleta nessas paisagens foi feito através de imagens de alta resolução do programa Google Earth Pro, do ano de 2013. Entretanto, devido à grande área das paisagens controle, a classificação utilizando esse procedimento não pode ser feita para a paisagem inteira de 10 mil hectares. Assim, para o cálculo da porcentagem de cobertura florestal das paisagens controle ao nível da paisagem, foi utilizado o mapeamento da Mata Atlântica do Estado de São Paulo, feito pelo Instituto Florestal da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, de 2009.

Em cada escala, foi calculada a porcentagem de cobertura florestal (CF) e a densidade de borda (DB) ao redor de cada ponto de coleta. Essas métricas foram escolhidas por serem indicadores de composição e configuração de paisagens perturbadas (paisagens com menos floresta e dispostas de forma mais fragmentada), que a princípio deveriam abrigar maior densidade de *O. nigripes* e *N. lasiurus*. As métricas foram calculadas no programa ArcGis 10.3, sendo que a CF em cada escala foi calculada como a soma das áreas dos fragmentos de vegetação nativa naquela escala, dividida pela área total do círculo correspondente àquela escala, enquanto a DB foi calculada como a soma do comprimento dos fragmentos dividida pela área total do círculo correspondente àquela escala. Para *N. lasiurus*, devido ao menor número de pontos utilizados, houve uma grande correlação entre CF e DB, portanto esta última variável foi descartada e não entrou nos modelos.

Como a abundância local das espécies pode ser afetada pela quantidade de habitat numa escala mais ampla (Banks-Leite *et al.* 2012), a porcentagem de cobertura florestal no nível da paisagem (CF_{paisagem}) também foi utilizada como variável preditora nos modelos para ambas as espécies. Ademais, para *O. nigripes*, o contexto em que os indivíduos foram coletados (mata contínua, fragmentos florestais e matriz), também foi utilizado como variável preditora nos modelos. Após análise exploratória dos dados, e sabendo que casos de hantavirose muitas vezes estão associados a trabalhadores de plantações de milho (Figueiredo *et al.* 1999; Mendes *et al.* 2001), para *N. lasiurus*, o tipo de cultura agrícola em que os indivíduos foram coletados foi

separado em milho e outros, e também entrou como variável preditora nos modelos para a espécie.

d) Influência da paisagem e escala de resposta

Para analisar a influência das variáveis da paisagem e das diferentes escalas sobre a abundância de *O. nigripes* e de *N. lasiurus*, foi feita uma seleção de modelos, os quais foram ajustados usando modelos lineares generalizados. Para *O. nigripes*, foi tirado o $\log + 1$ da abundância, e a distribuição dos dados assumiu distribuição normal, que foi portanto adotada para a espécie, com a função *glm* do pacote *stats* (R Core Team 2014). Para *N. lasiurus*, utilizou-se a distribuição binomial negativa e os modelos foram ajustados pela função *glm.nb* do pacote *MASS* (Venables & Ripley 2002).

Os modelos concorrentes para explicar a abundância de *O. nigripes* incluíram, para cada escala, modelos simples para cada uma das quatro variáveis (CF, DB, contexto e CFpaisagem), modelos aditivos de duas, três e quatro variáveis e modelos interativos compostos pela adição de duas ou três variáveis e mais uma variável de interação (todas as combinações possíveis de interação entre duas variáveis foram consideradas, em modelos diferentes). Para *N. lasiurus*, foram criados, para cada escala, modelos simples para cada uma das 3 variáveis (CF, cultura e CFpaisagem), modelos aditivos de duas e três variáveis e modelos interativos que incluíam a adição de duas ou três variáveis e a interação entre duas delas, considerando todas as combinações possíveis em diferentes modelos. Para ambas as espécies, foram feitos quatro modelos nulo, um no qual a abundância das espécies era constante, ou seja, não sofria influência das variáveis preditoras, e três modelos nulo geográficos, para verificar se a posição espacial das paisagens influenciariam a abundância dos roedores, um considerando somente a influência da latitude, outro somente a influência da longitude e um terceiro considerando a influência da soma dos efeitos da latitude e da longitude. Assim, ao total, foram criados 95 modelos concorrentes para *O. nigripes* e 35 para *N. lasiurus*.

Os modelos foram comparados através do critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc, Burnham & Anderson 2002) e modelos com $\Delta AICc < 2$ foram considerados igualmente plausíveis (Burnham & Anderson 2002). A comparação de modelos foi feita com o pacote *MuMIn* (Barton 2014). Também foi calculado o peso de evidência de cada modelo, o qual fornece um peso relativo de suporte para cada um dos modelos concorrentes (Johnson & Omland 2004). Pesos de evidência de modelos que compartilham uma determinada variável podem ser somados

e essa soma expressa a importância relativa daquela variável para explicar o padrão observado (Burnham & Anderson 2004). Assim, a importância de cada escala para as espécies foi calculada a partir da soma dos pesos de evidência dos modelos que possuíam alguma das variáveis preditoras naquela escala. Seguindo a mesma lógica, foi calculada a importância relativa das métricas presentes nos modelos selecionados, ponderada pelo número de modelos em que aquela variável estava presente, já que esse número era diferente para cada variável. O valor médio e desvio padrão dos parâmetros de cada variável para cada espécie foram calculados através da função *model.avg* do pacote *MuMIn* (Barton 2014), considerando-se todos os modelos concorrentes, já que os pesos de evidência dos modelos eram baixos (Symonds & Moussalli 2011).

e) Comparação de mapeamentos com diferentes resoluções

Com o intuito de verificar se a resolução do mapeamento utilizado altera os modelos selecionados, as mesmas métricas da paisagem citadas acima (CF e DB para os raios de 200, 500 e 800 m ao redor do ponto de coleta e CFpaisagem) foram extraídas para outros dois mapeamentos, um de resolução média e outro de resolução grosseira. O mapeamento com resolução média utilizado foi o da Mata Atlântica do Estado de São Paulo, feito pelo Instituto Florestal (IF) da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, no ano de 2009. Esse mapeamento foi feito através de imagens Landsat 5 e 7, dos anos de 2000 e 2001, com resolução de 30 m, e fotografias aéreas na escala de 1:35.000 (<http://www.ambiente.sp.gov.br/sifesp>). O mapeamento com resolução grosseira foi o da Fundação SOS Mata Atlântica, do ano de 2008, o qual possui escala de 1:50.000 e foi feito, na maior parte, através de imagens CBERS-2, do ano 2005, com resolução de 260 m, e, para algumas regiões, imagens Landsat 5, dos anos de 2005 e 2008, com resolução de 30 m (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2009).

Em ambos os mapeamentos, a CFpaisagem foi calculada no programa ArcGis 10.3 e foi tida como a soma das áreas dos fragmentos de vegetação nativa no raio de 5461 m dividida pela área total do círculo correspondente. Esse valor de raio foi utilizado pois é o equivalente à área de 10.000 ha, ou seja, o valor aproximado da área das paisagens estudadas. Os valores de CF e DB em cada escala local foram obtidos da forma idêntica à utilizada para o mapeamento fino.

Foram utilizados os mesmos modelos concorrentes citados anteriormente para cada espécie. Os métodos de comparação dos modelos (AICc) e da análise da

importância das escalas e das variáveis para cada espécie também foram iguais àqueles feitos para o mapeamento de resolução fina (imagens SPOT 5, com resolução de 10 m).

f) Influência da resolução sobre a extrapolação das abundâncias

A partir da equação do melhor modelo selecionado para cada espécie em cada mapeamento, a abundância de *O. nigripes* foi extrapolada para as paisagens fragmentadas deste trabalho, utilizando as imagens SPOT de 2000 e 2005, e de ambas as espécies para as paisagens estudadas utilizando o mapeamento do IF, do ano de 2009, e o mapeamento da Fundação SOS Mata Atlântica, do ano de 2008. A abundância de *N. lasiurus* não pode ser extrapolada através do mapeamento feito com as imagens SPOT, pois o melhor modelo para a espécie para esse mapeamento incluiu a variável “tipo de cultura agrícola” e não havia disponível essa informação para toda a área de matriz das paisagens. Então, para cada espécie separadamente, foi feita uma subtração das abundâncias estimadas em cada mapeamento, para, assim, podermos comparar como a resolução do mapeamento influencia nos resultados das extrapolações.

Para a extrapolação de *O. nigripes*, cujo melhor modelo incluiu a variável contexto, que dizia respeito à abundância da espécie na matriz, fragmentos florestais e mata contínua, foi considerado como matriz qualquer tipo de ambiente que não era composto por floresta nativa e para a diferenciação entre fragmentos florestais e mata contínua foi considerado o limiar da teoria da percolação, a qual sugere que acima de 60% haveria uma elevada conectividade estrutural entre os fragmentos e, assim, pode-se considerar o habitat como contínuo (Gardner *et al.*, 1987). Desta forma, foi considerado contexto de mata contínua quando a cobertura florestal no raio de 5641 m era maior do que 60% e contexto de mata fragmentada quando a cobertura florestal nesse raio era menor do que 60%.

3. Resultados

a) Abundâncias das espécies em cada tipo de habitat

No total, foram capturados 1074 indivíduos de *O. nigripes*, dos quais 484 foram coletados na paisagem de 11% de mata, 259 na paisagem 31% de mata, 153 na paisagem de 49% de mata e 178 nas três paisagens controle. Nos fragmentos florestais, a maior abundância foi observada na paisagem de 11% de mata, diminuindo gradativamente nas paisagens com maiores porcentagens de cobertura florestal.

Entretanto, na matriz, houve uma abundância ligeiramente maior na paisagem de 49% de mata (Tabela 1).

Para *N. lasiurus*, foram coletados, ao total, 128 indivíduos, dos quais 83 foram capturados na paisagem de 11% de mata, 2 na paisagem de 31% e 42 na paisagem de 49% de mata. Nenhum indivíduo da espécie foi capturado nas paisagens controle e a espécie foi quase que exclusivamente coletada na matriz, sendo que apenas 13 indivíduos, cerca de 10% do total, foram coletados nos fragmentos florestais (Tabela 1). O número de indivíduos coletados na matriz na paisagem de 11% de mata foi quase o dobro do número de indivíduos coletados nesse mesmo habitat na paisagem de 49% de mata (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância total, média e desvio padrão ($\pm$ DP) de *Oligoryzomys nigripes* e *Necromys lasiurus* coletados em contextos de matriz e fragmentos florestais nas paisagens de 11% de mata (Ribeirão Grande, RG), 31% de mata (Caucaia, CA) e 49% de mata (Tapiraí, TA) e mata contínua das respectivas paisagens controle. N = número de pontos de coleta na paisagem.

Paisagem	Matriz			Fragmentos florestais				Controle (Mata contínua)			
	RG (11%) (N=18)	TA (49%) (N=18)	Total (N=36)	RG (11%) (N=15)	CA (31%) (N=20)	TA (49%) (N=15)	Total (N=50)	RG (11%) (N=6)	CA (31%) (N=6)	TA (49%) (N=6)	Total (N=18)
<i>O. nigripes</i>	75	90	165	409	259	63	731	110	36	32	178
Média ($\pm$ DP)	4,1 ($\pm$ 3,8)	5,0 ($\pm$ 3,2)	4,5 ($\pm$ 3,5)	27,2 ($\pm$ 11,9)	12,9 ($\pm$ 7,9)	4,2 ($\pm$ 2,8)	14,6 ($\pm$ 12,3)	18,3 ($\pm$ 10,1)	6,0 ($\pm$ 2,0)	5,3 ($\pm$ 4,0)	9,8 ($\pm$ 8,6)
<i>N. lasiurus</i>	75	40	115	8	2	3	13	0	0	0	0
Média ($\pm$ DP)	4,1 ($\pm$ 4,1)	2,2 ($\pm$ 4,1)	3,1 ($\pm$ 4,2)	0,5 ($\pm$ 1,8)	0,1 ($\pm$ 0,3)	0,2 ($\pm$ 0,5)	0,2 ($\pm$ 1,04)	0	0	0	0

b) Paisagem e abundância de *O. nigripes*

A abundância de *O. nigripes* pode ser explicada por dois modelos igualmente plausíveis, os quais incluem a soma dos efeitos da densidade de borda ou da cobertura florestal na escala de 200 m, com o contexto de coleta, a cobertura florestal ao nível da paisagem e a interação entre essas duas últimas variáveis (Tabela 2). Nenhum dos modelos nulos esteve entre os modelos selecionados. A abundância da espécie respondeu à estrutura da paisagem principalmente na escala de 200 m (Tabela 3). A variável preditora mais importante para explicar a abundância da espécie foi a interação entre o contexto em que a espécie foi coletada e a cobertura florestal no nível da paisagem (Tabela 4). Nos fragmentos florestais, a cobertura florestal ao nível da

paisagem teve uma influência negativa na abundância da espécie, enquanto que na mata contínua e na matriz, a CFpaisagem teve uma influência positiva na abundância de *O. nigripes*, porém não significativa. A segunda variável mais importante foi a cobertura florestal no raio de 200 m, a qual exerceu uma influência negativa sobre a abundância da espécie (Tabela 4), porém não foi significativa. O contexto de fragmentos florestais contribuiu de forma positiva para a abundância da espécie (Tabela 4).

Tabela 2. Modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) para explicar a abundância de *Oligoryzomys nigripes* (ON) e *Necomys lasiurus* (NL), de acordo com a estrutura da paisagem (CF = % de cobertura florestal, DB = densidade de borda, CFpaisagem = % de cobertura florestal ao nível da paisagem, Contexto = contexto de coleta dos indivíduos e Cultura = tipo de cultura agrícola em que os indivíduos foram coletados), nas diferentes escalas (valores entre parênteses para as variáveis de paisagem).

Mod.	Variável resposta	Variáveis preditoras	AICc	df	$\Delta AICc$	Peso de evidência	Razão de evidência
Mod. 1	ON	CF(200) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	212,8	8	0,0	0,530	1,00
Mod. 2	ON	DB(200) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	214,6	8	1,8	0,212	2,50
Mod. 1	NL	CF(200) + Cultura	163,2	4	0,0	0,141	1,00
Mod. 2	NL	CF(500)	163,2	3	0,1	0,136	1,03
Mod. 3	NL	CF(200)	163,5	3	0,3	0,120	1,17
Mod. 4	NL	CF(500) + Cultura	164,3	4	1,1	0,081	1,74

Tabela 3. Soma dos pesos de evidência das diferentes escalas para *Oligoryzomys nigripes* e *Necomys lasiurus*. A razão de evidência refere-se à razão entre o peso de evidência da segunda melhor escala em relação à primeira.

Espécie	200 m	500 m	800 m	Razão de evidência
<i>O. nigripes</i>	0,752	0,070	0,087	8,64
<i>N. lasiurus</i>	0,478	0,344	0,130	1,38

c) Paisagem e abundância de *N. lasiurus*

Quatro modelos foram igualmente plausíveis para explicar a abundância de *N. lasiurus*, sendo que todos eles são compostos pelo efeito isolado da cobertura florestal em escala mais local, ou pelo efeito desta variável somado ao efeito do tipo de cultura onde os

indivíduos foram coletados. Nenhum dos modelos nulos esteve entre os modelos selecionados (Tabela 2). A abundância da espécie respondeu à estrutura da paisagem principalmente na escala de 200 m, seguida pela escala de 500 m (Tabela 3). A cobertura florestal foi a variável mais importante para explicar a abundância de *N. lasiurus*, principalmente nas escalas de 200 e 500 m, sendo que a influência foi negativa e significativa para a escala de 500 m (Tabela 4). A cultura de milho tendeu a influenciar positivamente a abundância da espécie, mas também de forma não significativa (Tabela 4).

Tabela 4. Soma dos pesos de evidência das variáveis ponderada pelo número de modelos que a variável aparece ($\sum W_i/N$), inclinação média da reta e desvio padrão ($\pm DP$) para cada variável (CF = % de cobertura florestal, DB = densidade de borda, CFpaisagem = % de cobertura florestal ao nível da paisagem, Contexto = contexto de coleta dos indivíduos, o qual pode ser matriz, fragmentos florestais (FR) ou mata contínua (MC) e Cultura = tipo de cultura agrícola em que os indivíduos foram coletados), presente nos modelos selecionados ($\Delta AIC_c < 2$) para explicar a abundância de *Oligoryzomys nigripes* e *Necromys lasiurus*, nas diferentes escalas (valores entre parênteses para as variáveis de paisagem).

Variáveis preditoras	<i>O. nigripes</i>			<i>N. lasiurus</i>		
	N	$\sum W_i/N$	Inclinação ($\pm DP$)	N	$\sum W_i/N$	Inclinação ($\pm DP$)
Cultura (milho)				21	0,026	0,078 ($\pm 0,073$)
CF(200)	20	0.026	-0,331 ($\pm 0,205$)	9	0,053	-0,148 ($\pm 0,121$)
CF(500)				9	0,038	-0,162 ($\pm 0,079$)*
DB(200)	20	0.010	0,224 ($\pm 0,167$)			
CFpaisagem	54	0.018	0,202 ($\pm 0,238$)			
Habitat (FR)	54	0.018	1,527 ($\pm 0,309$)*			
Habitat (MC)	54	0.018	-4,071 ($\pm 7,085$)			
Habitat (FR):CFpais	7	0.142	-1,107 ($\pm 0,202$)*			
Habitat (MC):CFpais	7	0.142	4,441 ($\pm 7,102$)			

* indica que inclinação da reta foi significativa.

d) Impacto da resolução dos mapeamentos

d.1) Métricas da paisagem nos mapeamentos com diferentes resoluções

Considerando os 104 pontos de coleta que foram utilizados para a análise da abundância de *O. nigripes*, o mapeamento fino, feito com imagens SPOT, e o do IF tiveram padrões

de distribuição de valores similares para porcentagem de cobertura florestal e densidade de borda nas três escalas analisadas (200, 500 e 800 m; Anexos A e B).

Em ambos os mapeamentos, a cobertura florestal nas três escalas variou de 0 a 100%. Na escala de 200 m, o maior número de observações ocorreu na faixa entre 90 a 100% de cobertura, seguido por valores entre 0 e 10%. Nas escalas de 500 e 800 m, o maior número de observações se deu até 50% de cobertura florestal em ambos os mapeamentos, porém também houve um número considerável de observações na faixa entre 90 e 100% (Anexos A e B). Com relação à densidade de borda, em ambos os mapeamentos, o maior número de observações na escala de 200 m ocorreu na faixa entre 0 a 10 m/ha de borda e, conforme a escala aumentou, houve um maior número de observações em valores mais elevados de densidade de borda (Anexos A e B).

O mapeamento da SOS Mata Atlântica foi o que apresentou maiores discrepâncias em relação aos outros dois. A cobertura florestal também variou de 0 a 100% nas três escalas para esse mapeamento, porém o maior número de observações ocorreu entre 0 e 10% de cobertura florestal nas três escalas de observação (Anexo A). Com relação à densidade de borda, poucas observações ocorreram acima de 60 m/ha principalmente nas escalas de 500 e 800 m e, em todas as escalas, o maior número de observações ocorreu entre 0 e 10 m/ha de borda (Anexo B).

Considerando-se somente os 36 pontos de matriz utilizados para análise de *N. lasiurus*, a cobertura florestal para os três mapeamentos atingiu valores máximos de 80% e a maior parte desses valores ocorreu entre 0 e 20% de cobertura florestal para as três escalas de observação (Anexo C). Também com esse conjunto de dados reduzido, os mapeamentos fino e o do IF mostraram maior semelhança no que diz respeito à cobertura florestal e à densidade de borda em casa escala. Em ambos os mapeamentos, houve uma maior tendência das duas métricas apresentarem valores maiores conforme a escala aumentava, enquanto que no mapeamento da SOS Mata Atlântica essa tendência é menos acentuada (Anexos C e D).

Com relação à cobertura florestal no nível da paisagem, também houve uma mudança nos valores obtidos em cada mapeamento. As paisagens de 11, 31 e 49% de cobertura florestal passaram a possuir, respectivamente, 13, 45 e 51% de cobertura florestal no mapeamento do IF e 1, 19 e 34% de cobertura florestal no mapeamento da SOS Mata Atlântica. Como a cobertura florestal das paisagens controle do mapeamento fino foi calculada através do mapeamento do IF, o valor de aproximadamente 90% de cobertura florestal foi o mesmo para ambos os mapeamentos. Porém, para o

mapeamento da SOS Mata Atlântica, esses valores passaram a ser, respectivamente, de 77, 88 e 87%.

d.2) Modelos selecionados nos mapeamentos com diferentes resoluções

Para *O. nigripes*, a seleção de modelos com os dois mapeamentos mais grosseiros (IF e SOS), até certo ponto, foi consistente com os resultados obtidos com o mapeamento mais fino (SPOT). Nos três casos, os melhores modelos contêm a soma dos efeitos do contexto em que as espécies foram coletadas com a cobertura florestal da paisagem e a interação entre essas duas variáveis (Tabela 5). A interação presente nos modelos foi a variável mais importante para explicar a abundância da espécie nos três mapeamentos (Tabela 6).

Tabela 5. Modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) para explicar a abundância de *Oligoryzomys nigripes* (ON), de acordo com a estrutura da paisagem (CF = % de cobertura florestal, DB = densidade de borda, CFpaisagem = % de cobertura florestal ao nível da paisagem e Contexto = contexto de coleta dos indivíduos), nas diferentes escalas (valores entre parênteses nas variáveis preditoras), considerando os mapeamentos do Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m) e da SOS Mata Atlântica (SOS; resolução de 30 – 260 m).

Fonte	Mod.	Variável resposta	Variáveis preditoras	AICc	df	$\Delta AICc$	Peso de evidência	Razão de evidência
IF	Mod. 1	ON	CF(800) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	226,5	8	0,0	0,243	1,00
IF	Mod. 2	ON	DB(500) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	227,0	8	0,5	0,189	1,28
IF	Mod. 3	ON	DB(200) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	227,5	8	1,0	0,144	1,68
IF	Mod. 4	ON	Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	227,5	7	1,1	0,142	1,71
IF	Mod. 5	ON	DB(800) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	227,7	8	1,3	0,130	1,86
SOS	Mod. 1	ON	Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	206,3	7	0,0	0,330	1,00
SOS	Mod. 2	ON	CF(200) + Contexto + CFpaisagem + Contexto:CFpaisagem	208,1	8	1,8	0,140	2,35

Tabela 6. Soma dos pesos de evidência das variáveis ponderada pelo número de modelos que a variável aparece ($\sum W_i/N$), inclinação média da reta e desvio padrão ($\pm DP$) para cada variável (CF = % de cobertura florestal, DB = densidade de borda, CFpaisagem = % de cobertura florestal ao nível da paisagem, Contexto = contexto de coleta dos indivíduos, o qual pode ser matriz, fragmentos florestais (FR) ou mata contínua (MC)), presente nos modelos selecionados ($\Delta AIC_c < 2$) para explicar a abundância de *Oligoryzomys nigripes*, nas diferentes escalas (valores entre parênteses nas variáveis preditoras), considerando os mapeamentos do Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m) e da SOS Mata Atlântica (SOS; resolução de 30 – 260 m).

Variáveis preditoras	N	$\sum W_i/N$	IF	$\sum W_i/N$	SOS
			Inclinação ($\pm DP$)		Inclinação ($\pm DP$)
CF(200)	20			0,007	-0,070 ($\pm 0,094$)
CF(800)	20	0,001	0,288 ($\pm 0,167$)		
DB(200)	20	0,007	0,140 ($\pm 0,094$)		
DB(500)	20	0,009	0,176 ($\pm 0,105$)		
DB(800)	20	0,006	0,174 ($\pm 0,122$)		
CFpaisagem	54	0,014	0,077 ($\pm 0,208$)	0,018	0,215 ($\pm 0,214$)
Contexto (FR)	54	0,014	1,369 ($\pm 0,191$)*	0,018	1,115 ($\pm 0,122$)*
Contexto (MC)	54	0,014	-3,871 ($\pm 7,562$)	0,018	3,721 ($\pm 1,075$)*
Contexto (FR):CFpais	7	0,109	-1,050 ($\pm 0,210$)*	0,142	-0,847 ($\pm 0,133$)*
Contexto (MC):CFpais	7	0,109	4,020 ($\pm 7,582$)	0,142	-3,648 ($\pm 1,109$)*

* indica que inclinação da reta foi significativa.

A principal discrepância entre os modelos selecionados para *O. nigripes* utilizando-se os diferentes mapeamentos diz respeito à escala mais importante. No mapeamento mais fino (SPOT), a escala mais importante foi a de 200 m, sendo que essa escala foi, no mínimo, 8 vezes melhor para explicar a abundância da espécie do que as escalas de 500 e 800 m. Porém, nos outros mapeamentos, não houve uma razão de evidência tão favorável a uma escala quanto houve no mapeamento mais fino (Tabela 7). Além disso, no mapeamento do IF, houve um número maior de modelos igualmente plausíveis do que nos outros dois mapeamentos (Tabela 5), o que foi responsável por incluir um maior número de variáveis e em diferentes escalas, como CF na escala de 800 m e DB nas escalas de 500 e 800 m. Por outro lado, no mapeamento da SOS Mata Atlântica houve uma mudança no sinal e na significância da variável contexto de coleta, quando se tratava da mata contínua, ou seja, nos outros dois mapeamentos essa variável influenciava positivamente a abundância da espécie, porém de forma não significativa,

enquanto que no mapeamento da SOS Mata Atlântica essa variável passou a influenciar a abundância da espécie negativamente e de forma significativa (Tabela 6).

Tabela 7. Soma dos pesos de evidência das diferentes escalas para *Oligoryzomys nigripes* e *Necomys lasiurus* para os mapeamentos com resoluções mais grosseiras (Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m) e SOS Mata Atlântica (SOS; resolução de 30 – 260 m)). A razão de evidência refere-se à razão entre o peso de evidência da segunda melhor escala em relação à primeira.

Fonte	<i>O. nigripes</i>				<i>N. lasiurus</i>			
	200 m	500 m	800 m	Razão de evidência	200 m	500 m	800 m	Razão de evidência
IF	0,210	0,272	0,374	1,37	0,111	0,294	0,390	1,32
SOS	0,240	0,200	0,230	1,04	0,140	0,485	0,358	1,35

Tabela 8. Modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) para explicar a abundância de *Necomys lasiurus* (NL), de acordo com a estrutura da paisagem (CF = % de mata e Cultura = tipo de cultura agrícola em que os indivíduos foram coletados), nas diferentes escalas (valores entre parênteses para as variáveis de paisagem) e para os outros dois mapeamentos utilizados (Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m) e SOS Mata Atlântica (SOS; resolução de 30 – 260 m)).

Fonte	Mod.	Variável resposta	Variáveis preditoras	AICc	df	$\Delta AICc$	Peso de evidência	Razão de evidência
IF	Mod. 1	NL	CF(800)	164,7	3	0,0	0,160	1,00
IF	Mod. 2	NL	Cultura	165,3	3	0,6	0,120	1,33
IF	Mod. 3	NL	CF(500)	165,7	3	0,9	0,101	1,58
IF	Mod. 4	NL	CF(800) + Cultura	165,8	4	1,1	0,094	1,70
IF	Mod. 5	NL	CF(500) + Cultura	165,9	4	1,2	0,088	1,81
SOS	Mod. 1	NL	CF(500)	160,1	3	0,0	0,174	1,00
SOS	Mod. 2	NL	CF(800)	160,5	3	0,4	0,142	1,22
SOS	Mod. 3	NL	CF(500) + Cultura	160,6	4	0,4	0,141	1,23
SOS	Mod. 4	NL	CF(800) + Cultura	161,7	4	1,6	0,078	2,23

Para *N. lasiurus* também houve elevada congruência das variáveis inclusas nos modelos selecionados dos três mapeamentos (Tabela 8). Nenhum dos modelos selecionados, independentemente da resolução do mapeamento, incluiu a cobertura florestal no nível da paisagem (Tabela 8). Além disso, apesar da importância das diferentes escalas mudarem em cada mapeamento, em nenhum deles houve uma escala

que tivesse uma importância relativa muito maior do que as demais (Tabela 7). A principal alteração observada nos modelos selecionados para esta espécie, utilizando-se os diferentes mapeamentos, refere-se à escala da cobertura florestal presente nos modelos selecionados e à importância relativa das variáveis. No mapeamento mais fino (SPOT) e no mais grosseiro (SOS Mata Atlântica), a cobertura florestal nas escalas de 200 e 500 m, respectivamente, foram as variáveis mais importantes para explicar a abundância da espécie, enquanto que no mapeamento com resolução intermediária (IF), o tipo de cultura agrícola foi a variável mais importante (Tabela 9).

Tabela 9. Soma dos pesos de evidência das variáveis ponderada pelo número de modelos que a variável aparece ($\sum W_i/N$), inclinação média da reta e desvio padrão ($\pm DP$) para cada variável (CF = % de cobertura florestal e Cultura = tipo de cultura agrícola em que os indivíduos foram coletados) presente nos modelos selecionados ($\Delta AIC_c < 2$) para explicar a abundância de *Necromys lasiurus*, nas diferentes escalas (valores entre parênteses nas variáveis preditoras), considerando os mapeamentos do Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m) e da SOS Mata Atlântica (SOS; resolução de 30 – 260 m).

Variáveis preditoras	N	$\sum W_i/N$	IF	$\sum W_i/N$	SOS
			Inclinação ($\pm DP$)		Inclinação ($\pm DP$)
CF(500)	9	0.032	-0.111 (± 0.083)	0.053	-0.193 ($\pm 0,075$)*
CF(800)	9	0.043	-0,131 ($\pm 0,089$)	0.039	-0,206 ($\pm 0,090$)*
Cultura (milho)	21	0.064	0,091 ($\pm 0,079$)	0.023	0.078 (± 0.058)

* indica que inclinação da reta foi significativa.

e) Extrapolação das abundâncias das espécies reservatório

No mapeamento fino e no do IF, houve uma grande congruência com relação à abundância estimada de *O. nigripes* para as paisagens fragmentadas, apesar da abundância máxima estimada no mapeamento do IF ter sido menor do que a estimada pelo mapeamento fino (Figura 2(a) e (b)). Em ambos os mapeamentos, para a paisagem de 11% de mata, foram estimadas abundâncias bastante elevadas para os fragmentos florestais, enquanto que, na matriz, a abundância estimada foi relativamente baixa. Conforme a cobertura florestal da paisagem aumentava, em ambos os mapeamentos, a diferença entre as abundâncias estimadas para os fragmentos e para a matriz diminuía, até que, na paisagem de 49% de mata, os valores de abundância para fragmentos e para matriz foram bastante semelhantes. No canto inferior da paisagem de 49% de mata do mapeamento do IF (Figura 2(b)), há uma área em que a abundância estimada foi

bastante inferior do que no restante da paisagem. Essa é uma área de mata contínua, que não foi identificada no mapeamento fino (Figura 2(a)).

Figura 2. Número de indivíduos estimado para *O. nigripes* nas três paisagens fragmentadas estudadas (11, 31 e 49% de mata), através do mapeamento (a) feito com de imagens SPOT (resolução de 10 m); (b) do Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m); e (c) da SOS Mata Atlântica (SOS; resolução 30 – 260 m). A segunda linha de imagens refere-se à diferença entre as abundâncias estimadas por (d) SPOT e IF; (e) SPOT e SOS; e (f) IF e SOS. Tons de azuis indicam áreas onde a abundância estimada pelo mapeamento SPOT foi mais elevada; tons de vermelho mostram onde a abundância estimada pelo mapeamento do IF foi mais elevada; e tons de verde indicam onde a abundância estimada pelo mapeamento da SOS foi mais elevada. Tons mais escuros indicam maior magnitude da diferença.

Quando se comparam as diferenças entre as abundâncias estimadas por ambos os mapeamentos, é possível perceber que, apesar das diversas semelhanças, há algumas discrepâncias entre os mapeamentos. A mais marcante é que, principalmente nas paisagens de 11 e de 31% de mata, mas também na paisagem de 49%, a abundância estimada pelo mapeamento do IF tendeu a ser maior no interior dos fragmentos maiores, enquanto que a abundância estimada pelo mapeamento fino tendeu a ser maior nas bordas e nos fragmentos menores (Figura 2(d)). Além disso, é notório que no mapeamento do IF foram considerados como fragmentos florestais algumas áreas que no mapeamento fino foram consideradas como matriz e, então, nessas áreas o mapeamento do IF estimou abundâncias bastante superiores às do mapeamento fino (Figura 2(d)). Na paisagem de 49% de mata, o mapeamento fino estimou abundâncias maiores do que o do IF, principalmente na área de mata contínua, a qual não foi reconhecida pelo mapeamento fino (Figura 2(d)).

No mapeamento da SOS Mata Atlântica, houve pouca diferença entre a abundância estimada nos fragmentos florestais e na matriz, com exceção da paisagem de 11% de mata e da área de mata contínua que também foi detectada na paisagem de 49% de mata por esse mapeamento (Figura 2(c)). A abundância máxima estimada através desse mapeamento foi bastante superior à máxima estimada pelos outros dois mapeamentos. Entretanto, esses valores muito mais altos do que os observados pelos mapeamentos fino e do IF foram observados, majoritariamente, na área de mata contínua da paisagem de 49% de mata (Figura 2(e) e (f)). Nos fragmentos florestais, principalmente da paisagem de 11% de mata, o mapeamento fino e o do IF tenderam a estimar maiores abundâncias do que o da SOS Mata Atlântica (Figura 2(e) e (f)). O mesmo foi observado para a matriz no entorno dos fragmentos florestais da paisagem de 31% de mata, com a abundância estimada pelo mapeamento do IF (Figura 2(f)).

Para *N. lasiurus*, a abundância máxima estimada pelo mapeamento do IF foi um pouco maior do que a estimada pelo mapeamento da SOS Mata Atlântica. Em ambos os mapeamentos, para as três paisagens, quanto mais no interior da matriz e mais distante dos fragmentos, maior foi a abundância estimada para a espécie (Figura 3(a) e (b)). Entretanto, no mapeamento do IF, principalmente para as paisagens de 31 e 49% de mata, as abundâncias estimadas para os fragmentos florestais e para a matriz não foram muito diferentes (Figura 3(a)), enquanto que para o mapeamento da SOS Mata Atlântica, para as três paisagens, houve uma diferença mais marcada entre a abundância estimada para os fragmentos e para a matriz (Figura 3(b)). Comparando-se ambos os

mapeamentos, na paisagem de 11% de mata, o da SOS Mata Atlântica tendeu a estimar maiores valores de abundância nos fragmentos maiores ou onde havia uma maior concentração de fragmentos (Figura 3(c)) e o mapeamento do IF estimou maiores abundância onde havia maior área de matriz contínua, ou seja, que não possuía grandes fragmentos inseridos nessa área. Já nas paisagens de 31 e 49% de mata, houve uma tendência inversa, ou seja, nas áreas com maior quantidade de matriz, o mapeamento da SOS Mata Atlântica estimou abundâncias maiores, enquanto que, para o mapeamento do IF, as maiores abundâncias foram estimadas onde havia maior tamanho e concentração de fragmentos (Figura 3(c)).

Figura 3. Número de indivíduos estimado para *N. lasiurus* nas três paisagens fragmentadas estudadas (11, 31 e 49% de mata), através do mapeamento (a) do Instituto Florestal (IF; resolução de 30 m); e (b) da SOS Mata Atlântica (SOS; resolução 30 – 260 m). (c) refere-se à diferença entre as abundâncias estimadas por IF e SOS. Tons de vermelho mostram onde a abundância estimada pelo mapeamento do IF foi mais elevada e tons de verde indicam onde a abundância estimada pelo mapeamento da SOS foi mais elevada. Tons mais escuros indicam maior magnitude da diferença

Discussão

As espécies reservatório dos hantavírus no bioma da Mata Atlântica, *O. nigripes* e *N. lasiurus*, mostraram claras relações de suas abundâncias com a estrutura da paisagem. Conforme esperado, ambas foram mais abundantes em paisagens mais alteradas e degradadas, ou seja, que possuíam menos cobertura florestal, matas mais fragmentadas e com mais cultivos agrícolas, especialmente de milho. Também como esperado, a resposta da abundância das espécies à estrutura da paisagem ocorreu em escalas apenas

ligeiramente distintas, já que ambas as espécies foram influenciadas principalmente pela escala de 200 m, porém para uma delas, a escala de 500 m também foi plausível.

A resolução do mapeamento utilizado para fazer as análises influenciou na detecção das relações entre a estrutura da paisagem e a abundância das espécies reservatório, principalmente quando se comparou as resoluções de menos de 30 m com a mais grosseira, de 260 m. Isso refletiu nas estimativas de abundância das espécies de diferentes maneiras e as diferenças observadas foram mais marcantes quando a diferença entre as resoluções foi maior.

A estrutura da paisagem influencia a abundância das espécies reservatório

O. nigripes mostrou-se uma espécie com comportamento generalista, capaz de ocupar amplamente tanto ambientes florestais, compostos por fragmentos de mata secundária e por mata contínua e madura, como ambientes antrópicos, compostos por diversos tipos de culturas agrícolas anuais. De fato, essa foi a espécie da comunidade de pequenos mamíferos mais abundante na mata contínua e nos fragmentos florestais (Bueno 2008) e a quarta espécie mais abundante nas áreas de matriz das mesmas paisagens deste estudo (Umetsu 2010). É padrão para *O. nigripes* apresentar comportamento generalista e abundância elevada em paisagens fragmentadas e antropizadas da Mata Atlântica (D'Andrea *et al.* 1999; Pires *et al.* 2002; de Castro & Fernandez 2004; Pardini *et al.* 2005; D'Andrea *et al.* 2007; Umetsu & Pardini 2007; Umetsu *et al.* 2008; Bonecker *et al.* 2009; Gheler-Costa *et al.* 2012), incluindo Florestas de Araucária (Dalmagro & Vieira 2005; Galiano *et al.* 2013) e áreas que sofrem influência de um bioma adjacente, o Cerrado (Lyra Jorge *et al.* 2001; Martin *et al.* 2012).

Estudos mostram que *O. nigripes* tende a ser mais relacionada a habitats com formações florestais (Lyra Jorge *et al.* 2001; Umetsu & Pardini 2007; Gheler-Costa *et al.* 2012; Martin *et al.* 2012), que possuam menor densidade de árvores, dossel mais baixo e vegetação de sub-bosque mais densa e com mais galhos caídos (Dalmagro & Vieira 2005; Puttker *et al.* 2008). Isso justifica a preferência da espécie por vegetação mais jovem ou com algum grau de distúrbio (Dalmagro & Vieira 2005; Umetsu & Pardini 2007; Puttker *et al.* 2008; Braga 2011), como é o caso dos fragmentos florestais das paisagens estudadas, que, devido às alterações físicas e biológicas decorrentes da fragmentação (Saunders *et al.* 1991; Fischer & Lindenmayer 2007), como efeito de borda, fogo, corte seletivo, presença de gado, processos de regeneração e outras fontes de distúrbio provenientes da matriz (Malcolm 1994; Cochrane 2001; DeWalt *et al.*

2003), são habitats que tendem a possuir maior grau de perturbação do que a mata contínua.

A interação do contexto de coleta com a cobertura florestal ao nível da paisagem foi a variável mais importante para explicar a abundância de *O. nigripes*. Em cada contexto, a cobertura florestal ao nível da paisagem teve uma influência diferente, mostrando que a espécie responde à composição da paisagem de formas diferentes, dependendo do contexto em que ela se encontra. Nos fragmentos florestais, quanto menor a cobertura florestal ao nível da paisagem, maior a abundância de *O. nigripes*, enquanto que, ao contrário de nossas expectativas, na matriz e na mata contínua, a cobertura florestal ao nível da paisagem tendeu a influenciar positivamente a abundância da espécie, apesar de não ter sido de forma significativa. Esses resultados podem ser justificados pelo fato de que a comunidade de pequenos mamíferos das paisagens mais preservadas, como as de mata contínua, ser dominada por espécies especialistas de floresta (Pardini 2004; Bueno 2008). Desta forma, nessas paisagens, há um maior número de inimigos naturais, como competidores e predadores (Terborgh *et al.* 1997; Lambert *et al.* 2006; Stork *et al.* 2009), e condições adversas que são capazes de controlar o tamanho da população de *O. nigripes* (Pardini 2004; Bueno 2008). Já que para espécies generalistas, como *O. nigripes*, alterações na abundância estão relacionadas à quantidade de habitat existente (Bender *et al.* 1998) e, sendo a espécie originalmente de Mata Atlântica (Fonseca *et al.* 1996; Bonvicino *et al.* 2008), a abundância na mata contínua tende a aumentar conforme a quantidade de mata na paisagem aumenta, entretanto, de forma bastante controlada, devido aos inimigos naturais e condições adversas presentes nessas paisagens.

Já nas paisagens fragmentadas, devido à perda de vegetação nativa e à fragmentação, ocorre a diminuição da abundância ou mesmo extinção de espécies mais exigentes e especialistas de floresta nos fragmentos florestais (de Castro & Fernandez 2004; Pardini 2004; Umetsu 2010), causando um *turnover* de espécies e conduzindo a comunidades menos complexas, menos ricas e dominadas por espécies generalistas (Pardini *et al.* 2005; Suzán *et al.* 2008b), como *O. nigripes*, e espécies invasoras (Bueno 2008). Esse efeito é mais pronunciado conforme a perda de habitat florestal e a fragmentação são maiores (Metzger & Décamps 1997; Bueno 2008), resultando no maior número de indivíduos de *O. nigripes* nas paisagens com menores porcentagens de cobertura florestal. A grande simplificação das comunidades observada nas paisagens mais desmatadas e degradadas permite que a abundância de *O. nigripes* aumente no

contexto preferido pela espécie, ou seja, nos fragmentos florestais (Lyra Jorge *et al.* 2001; Dalmagro & Vieira 2005; Umetsu & Pardini 2007; Puttker *et al.* 2008; Gheler-Costa *et al.* 2012; Gómez Villafañe *et al.* 2012; Martin *et al.* 2012), ao contrário do que ocorre nos fragmentos das paisagens com maiores porcentagens de cobertura florestal. Contudo, como *O. nigripes* é uma espécie que consegue facilmente se adaptar a ambientes antropizados, como culturas agrícolas (Pires *et al.* 2002; Umetsu & Pardini 2007; Umetsu *et al.* 2008; Umetsu 2010; Gheler-Costa *et al.* 2012), onde encontra grande disponibilidade de alimentos (Vieira 2003; Braga 2011), ela pode utilizar amplamente esse habitat tanto nas paisagens mais conservadas quanto nas mais degradadas, utilizando também os fragmentos florestais para complementar seus requerimentos biológicos (Katz *et al.* 2001; Pires *et al.* 2002; Umetsu & Pardini 2007; Umetsu *et al.* 2008; Pardini *et al.* 2009). Desta forma, na paisagem de 49% de mata, sua abundância mostra-se 43% maior na matriz do que nos fragmentos florestais, devido ao controle populacional feito pelos inimigos naturais da espécie e condições adversas presentes nos fragmentos florestais daquela paisagem.

A cobertura florestal e a densidade de borda no raio de 200 m foram as outras variáveis que influenciaram a abundância de *O. nigripes*. Como já discutido anteriormente, a quantidade de borda na paisagem está positivamente relacionada com a abundância da espécie, pois a borda tende a ser um ambiente perturbado (Fischer & Lindenmayer 2007), que possui características que beneficiam a espécie. Por outro lado, a maior cobertura florestal no raio de 200 m indica que há mais mata no entorno do ponto de coleta e que a coleta foi feita mais para o interior do fragmento, implicando em menor quantidade de borda e presença de mata mais homogênea e de melhor qualidade, o que resulta em um habitat menos apropriado para a proliferação de *O. nigripes* (Pardini 2004). Estudos mostram que o efeito de borda para a comunidade de pequenos mamíferos na Mata Atlântica varia de 100 a 200 m (Stevens & Husband 1998; Santos-Filho *et al.* 2008), sendo exatamente nesta escala que a densidade de borda e a cobertura florestal influenciam a abundância da espécie.

N. lasiurus foi quase que exclusivamente coletada na matriz, sendo que somente cerca de 10% dos indivíduos foram coletados nos fragmentos florestais e nenhum foi coletado na mata contínua. Outros estudos na mesma região e em outras áreas de Mata Atlântica mostram que a espécie ocupa principalmente áreas abertas, não estando presente nos fragmentos florestais e na mata contínua, ou presente em baixa abundância nesses habitats florestais (Pires *et al.* 2002; de Castro & Fernandez 2004; Pardini *et al.*

2005; Becker *et al.* 2007; Umetsu & Pardini 2007; Umetsu *et al.* 2008; Vieira *et al.* 2009; Mesquita & Passamani 2012), inclusive em Mata de Araucária (Dalmagro & Vieira 2005; Galiano *et al.* 2013) e em áreas que possuem vegetação parecida com a da Amazônia (Santos-Filho *et al.* 2008).

Todos os modelos selecionados para explicar a abundância da espécie incluíram a cobertura florestal em escalas mais locais (200 ou 500 m). Ambas as variáveis tenderam a influenciar de forma negativa a abundância da espécie e foram as mais importantes para explicar a abundância da espécie. Sendo *N. lasiurus* uma espécie típica de áreas abertas (Mares *et al.* 1986; Feliciano *et al.* 2002; Becker *et al.* 2007; Bonvicino *et al.* 2008; Gheler-Costa *et al.* 2012), era mesmo esperado que a espécie tivesse uma relação negativa com a cobertura florestal, ou seja, uma relação positiva com a quantidade de áreas abertas. Umetsu (2010) encontrou que, além da quantidade de áreas abertas, a agregação dessas áreas também influencia positivamente a abundância da espécie. Ainda que quase não tenha sido coletada nos fragmentos florestais, 8 indivíduos foram capturados na paisagem com 11% de mata, devido ao fato de que, nesta paisagem, mesmo os fragmentos florestais são dominados por espécies generalistas e invasoras, como *N. lasiurus* (Bueno 2008).

A outra variável presente em dois modelos selecionados para explicar a abundância de *N. lasiurus* foi o tipo de cultura agrícola, sendo que a cultura do tipo milho tendeu a influenciar positivamente a abundância da espécie. *N. lasiurus* é uma espécie terrestre (Vieira *et al.* 2005) e onívora, que se alimenta principalmente de sementes e insetos (Francisco *et al.* 1995; Vieira 2003; Layme *et al.* 2004) e cuja abundância pode ser fortemente relacionada com a disponibilidade de alimento (Francisco *et al.* 1995; Layme *et al.* 2004; Ghizoni *et al.* 2005; Vieira *et al.* 2005). Os outros tipos de culturas agrícolas em que a coleta foi feita correspondiam a frutos (banana, pimentão, tomate, vagem, abobrinha, caqui e pimenta), tubérculos (inhame e batata), raízes tuberosas (mandioca e beterraba) e hortaliças (couve), os quais podem não servir como itens alimentares predominantes na dieta da espécie, mas que podem abrigar outros itens alimentares da dieta da espécie, como insetos.

Efeitos de escala nos modelos e extrapolações

Ambas as espécies analisadas nesse estudo foram influenciadas pela paisagem, principalmente na escala de 200 m. Para *N. lasiurus*, apesar do melhor modelo estar na escala de 200 m, ocorreram modelos igualmente plausíveis na escala de 500 m,

evidenciando que a escala adequada para explicar a abundância da espécie deve estar entre 200 e 500 m. Como ambas as espécies se deslocam relativamente pouco na paisagem (Pires *et al.* 2002; Vieira *et al.* 2005; Puttker *et al.* 2006), elas são influenciadas pela estrutura do habitat no seu entorno próximo, justificando que escalas menores sejam as que mais influenciam a abundância das duas espécies. Entretanto, outros traços biológicos das espécies, por exemplo, a área de vida (Bowman *et al.*, 2002), podem fazer com que a escala em que a estrutura da paisagem mais influencia cada espécie seja ligeiramente diferente (Jackson e Fahrig 2015).

O valor das métricas da paisagem extraídas para os três mapeamentos nas três escalas (200, 500 e 800 m) foram mais semelhantes entre o mapeamento fino e o mapeamento do IF, tanto quando foi considerado o conjunto total de dados, ou somente considerando-se o conjunto referente às áreas de matriz. Isso possivelmente aconteceu porque no mapeamento da SOS Mata Atlântica, devido à menor resolução, os fragmentos menores do que 3 ha não são mapeados (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2009; Ribeiro *et al.* 2009), fazendo com que a porcentagem de cobertura florestal em cada escala, assim como a densidade de borda, seja menor do que a observada nas escalas mais finas dos outros dois mapeamentos. As diferenças encontradas, principalmente, entre o mapeamento da SOS Mata Atlântica e os outros dois, não foram capazes de obscurecer a importância que a soma dos efeitos do contexto com a CFPaisagem e a interação entre essas duas variáveis tinha para explicar a abundância de *O. nigripes*, ou que a CF nas escalas mais locais e o tipo de cultura agrícola tinham explicar para a abundância de *N. lasiurus*. Entretanto, essas diferenças foram capazes de causar algumas alterações, por exemplo, na importância relativa das escalas, sinal da relação e significância de algumas variáveis para as espécies.

A utilização de mapeamentos com resoluções inadequadas pode fazer com que as escalas apropriadas das respostas das espécies em relação ao ambiente sejam identificadas erroneamente (Lechner *et al.* 2012), influenciar a força da relação entre a resposta ecológica da espécie e a variável preditora (Turner *et al.* 2001; Lechner *et al.* 2012), além de poder causar uma mudança na direção das relações (Turner *et al.* 2001). Algumas dessas mudanças podem ser observadas mesmo quando há pouca variação na resolução dos mapeamentos, ou seja, mesmo quando comparam-se mapeamentos feitos com imagens SPOT, de resolução de 10 m, e imagens do satélite Landsat, com resolução de 30 m (este estudo, Lechner *et al.* 2012).

Mayer & Cameron (2003) discutem que a resolução do mapeamento pode afetar os resultados das análises dependendo da escala em que a espécie estudada percebe a heterogeneidade da paisagem. Se a resolução utilizada for mais fina do que a que a espécie percebe a heterogeneidade da paisagem, os resultados podem não ser tão afetados, no entanto, se a resolução for mais grosseira do que a espécie percebe essa heterogeneidade, pode haver perda de dados, o que pode obscurecer importantes relações entre os organismos e o ambiente (Turner *et al.* 1989, Mayer & Cameron 2003). Nossos resultados estão de acordo com esses estudos, já que, para os resultados obtidos para *O. nigripes* através do mapeamento da SOS Mata Atlântica, cuja resolução é mais grosseira do que a escala que a espécie percebe a paisagem (200 m ou menos), o melhor modelo não foi capaz de detectar a importância que a CF na escala de 200 m tem para explicar a abundância da espécie. No mapeamento do IF, cuja resolução era mais fina do que a escala em que *O. nigripes* percebe a paisagem, nenhum dos modelos selecionados incluiu a variável CF na escala de 200 m, somente na escala de 500 m, mostrando que, mesmo tendo uma resolução mais fina do que aquela que a espécie percebe a paisagem, mudanças na resolução do mapeamento podem alterar os resultados obtidos (Lechner *et al.* 2012). O mesmo pode ser observado para *N. lasiurus*, que, mesmo respondendo à paisagem em uma escala entre 200 e 500 m e todos os mapeamentos comparados possuírem resolução próxima (SOS Mata Atlântica) ou mais fina (SPOT e IF) do que a escala de resposta da espécie, os resultados obtidos foram diferentes entre si.

As discrepâncias observadas entre os mapeamentos, que influenciaram na seleção de modelos e nos parâmetros das variáveis para as duas espécies, também refletiram na extrapolação das abundâncias dos reservatórios dos hantavírus. As diferenças resultantes da extrapolação feita através do mapeamento fino e do IF, apesar de existentes, foram menos marcantes do que as observadas entre esses dois mapeamentos e o da SOS Mata Atlântica. Algumas dessas discrepâncias foram bastante pronunciadas e dignas de atenção. Por exemplo, na extrapolação de *O. nigripes*, o mapeamento fino foi o único que não detectou uma área de mata contínua na paisagem de 49% de mata. Isso ocorreu pois as imagens SPOT disponíveis não cobriam o entorno da paisagem, que compreende a região da Serra do Mar, que é a maior área ainda preservada de Mata Atlântica no país (Ribeiro *et al.* 2009). Entretanto, essa não é uma questão de resolução do mapeamento e, sim, de extensão espacial, pois mapeamentos com resoluções mais finas tendem a abranger menores extensões (Mayers & Cameron

2003). No mapeamento do IF, essa área de mata contínua tendeu a reduzir a abundância da espécie, enquanto que no mapeamento da SOS Mata Atlântica, os maiores valores de abundância foram observados para essa área, ou seja, esses mapeamentos produziram resultados opostos para uma mesma área. Resultados opostos também foram verificados entre o mapeamento do IF e da SOS Mata Atlântica para a extrapolação da abundância de *N. lasiurus*, quando, na paisagem de 11% de mata, o mapeamento da SOS Mata Atlântica tendeu a estimar maiores valores de abundância nos fragmentos grandes e o do IF onde havia maior área de matriz contínua e, nas demais paisagens, a relação foi inversa.

Mesmo quando comparando mapeamentos com resoluções mais próximas, principalmente nas paisagens com menor porcentagem de cobertura florestal (11 e 31% de mata), foram observadas algumas incongruências marcantes. Por exemplo, o mapeamento do IF (30 m) estimou valores de abundância para *O. nigripes* mais elevados para o interior dos fragmentos e o mapeamento mais fino (10 m) estimou maiores abundâncias para a borda e fragmentos menores, além de que no mapeamento do IF foram identificados fragmentos que no mapeamento fino essas áreas foram identificadas como matriz, possivelmente por serem áreas de vegetação inicial ou capoeiras. Isso mais uma vez evidencia que mesmo pequenas variações na resolução dos mapeamentos podem influenciar consideravelmente os resultados obtidos (Lechner *et al.* 2012) e enfatiza a importância de explicitamente informar a escala espacial, incluindo resolução e extensão, que é utilizada nos estudos científicos (Mayer & Cameron 2003), já que esses parâmetros podem ter importantes impactos quando extrapolamos fenômenos biológicos através das paisagens (este estudo, Wheathley & Johnson 2009).

Teorias, modelos e procedimentos sobre padrões e processos precisam ser desenvolvidos para o entendimento e manejo das paisagens. Assim, é extremamente importante identificar a escala em que processos e padrões ocorrem, além de entender como mudanças na escala de observação influenciam os resultados e interpretações da pesquisa, para que esses fenômenos possam ser extrapolados para áreas maiores (Levin 1992; Wu & Qi 2000). Nossos resultados, assim como outros (Wu *et al.* 2002; Wu 2004; Lechner *et al.* 2012), indicam que a escala espacial nos quais os padrões e processos são quantificados influencia os resultados obtidos, que as medidas feitas em diferentes escalas podem não ser comparáveis entre si (Turner *et al.* 1989, Wu *et al.* 2002; Wu 2004) e que isso traz diversas implicações quando o intuito do estudo é

extrapolar esses fenômenos biológicos através das paisagens (Wheathley & Johnson 2009).

Implicações epidemiológicas

Os resultados deste estudo indicam que a perda e a fragmentação da Mata Atlântica decorrentes, principalmente, da transformação do bioma em áreas para atividades agropastoris (Ferreira *et al.* 2012), tendem a contribuir com o aumento da abundância de *O. nigripes* e *N. lasiurus*, que são as principais espécies reservatório dos hantavírus nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. A elevada abundância de *O. nigripes* e *N. lasiurus* nessas paisagens fragmentadas traz importantes impactos epidemiológicos, pois é justamente em paisagens agrícolas e perturbadas que encontra-se um maior número de roedores soropositivos para hantavírus (Katz *et al.* 2001; Goodin *et al.* 2006; Suzán *et al.* 2008a; Dearing & Disney 2010; Araujo *et al.* 2011).

Este maior número de roedores soropositivos é decorrente de dois fatores: da maior disponibilidade de recursos alimentares presentes em ambientes degradados (Mills 2005) e do efeito de diluição (Ostfeld & Keesing 2000a; Ostfeld & Keesing 2000b; Keesing *et al.* 2006), o qual prediz que quanto menor a diversidade de espécies, maior a chance de contato e de interação entre os hospedeiros, o que provoca um aumento na prevalência da doença. Assim, como essas paisagens agrícolas e perturbadas possuem menor diversidade e maior abundância dos roedores reservatórios dos hantavírus (Ruedas *et al.* 2004; Pardini *et al.* 2005; Bueno 2008; Suzán *et al.* 2008b; Umetsu 2010), que são beneficiados pela maior disponibilidade de alimento (Mills 2005) e pelas alterações nas paisagens (este estudo), pode ocorrer um maior número de encontros agonísticos e de interações sociais entre os indivíduos da espécie, o que conduz a uma maior prevalência do vírus nas populações que tenham indivíduos infectados (Keesing *et al.* 2006; Suzán *et al.* 2009). Desta forma, a biodiversidade poderia ser considerada um serviço ecossistêmico que impede o aumento da abundância de espécies que atuam como reservatório dos hantavírus e, conseqüentemente, da prevalência do vírus na população de roedores (Suzán *et al.* 2008a; Suzán *et al.* 2009), o que diminui as chances de contágio pelos humanos.

Apesar de fatores climáticos, como temperatura e precipitação, também serem fatores importantes que regulam o tamanho populacional de espécies de roedores (Parmenter *et al.* 1993; Feliciano *et al.* 2002; Mills 2005; Donalisio *et al.* 2008; Donalisio & Peterson 2011), a composição e configuração da paisagem têm efeitos mais

fortes na incidência dos hantavírus (Langlois *et al.* 2001), por influenciar não só a abundância das espécies, mas também a composição das comunidades de pequenos mamíferos, o que parece estar relacionado com a prevalência do vírus nas populações de roedores. Assim, a manutenção da vegetação nativa e, conseqüentemente, da biodiversidade, tem importância fundamental na prevenção de zoonoses, como a hantavirose.

Outra questão que deve ser levada em consideração é que o aumento da abundância de *O. nigripes* e de *N. lasiurus*, decorrente da perda de floresta e da fragmentação, tende a ocorrer nos fragmentos florestais e em áreas de cultivo agrícolas, respectivamente, e próximo a essas áreas são encontradas aglomerações urbanas. Devido a mudanças nos padrões de movimentação e no comportamento das espécies decorrente das alterações na paisagem (Langlois *et al.* 2001; Mills 2006; de Oliveira *et al.* 2014), os roedores podem invadir áreas de construções periurbanas, como galpões de estoque de alimentos e residências (Childs *et al.* 1995; Mills 2005; de Oliveira *et al.* 2014), aumentando as chances dos humanos, principalmente os trabalhadores rurais (Ferreira 2003), entrarem em contato com os vírus presentes nas excretas dos roedores e serem contaminados (Yates *et al.* 2002; Ferreira 2003; de Oliveira *et al.* 2014).

O manejo das paisagens para se evitar a proliferação da hantavirose deve ser pensado tanto no nível da paisagem, a fim de se obter a maior biodiversidade possível, quanto em escala local, a fim de se controlar as populações de pequenos mamíferos reservatórios dos hantavírus. Entretanto, para que esse manejo seja efetivo, a escala que realmente influencia a abundância das espécies deve ser determinada de forma precisa e, para tanto, é necessário levar em consideração traços biológicos das espécies (Jackson e Fahrig 2015) e não escolher escalas, incluindo a resolução dos mapeamentos utilizados, de forma arbitrária (Wheatley & Johnson 2009; Meentemeyer *et al.* 2012), já que isso pode ter importantes impactos nos resultados obtidos (Turner *et al.* 1989; Wu *et al.* 2002; Wu 2004; Lechner *et al.* 2012), os quais podem influenciar as medidas de manejo adotadas.

Para *O. nigripes* e *N. lasiurus*, as medidas de manejo da paisagem que forem adotadas com o intuito de reduzir a abundância das espécies no bioma da Mata Atlântica e, assim, reduzir o risco de infecção de hantavírus por humanos, deveriam ser pensadas utilizando mapeamentos com a resolução mais fina disponível, pois mesmo mapeamentos com resoluções semelhantes, e mais finas do que a escala em que a espécie responde à paisagem, até certo ponto, produzem resultados diferentes. Quando o

intuito é extrapolar a abundância dessas espécies para regiões maiores, para criar mapas de risco de transmissão de hantavirose, esses resultados trazem diversas implicações que podem fazer com que as medidas adotadas não sejam eficazes para controle populacional das espécies reservatório. Entretanto, pode haver um *tradeoff* em se utilizar mapeamentos muito finos, pois esses normalmente possuem extensões menores, e desta forma pode ser necessário abrir mão de extrapolações mais precisas para se obter uma primeira estimativa de risco de transmissão de hantavirose em áreas que têm apenas informações mais grosseiras sobre o uso e ocupação das terras.

Conclusão

As abundâncias de *O. nigripes* e *N. lasiurus*, que são espécies reservatório dos hantavírus no bioma da Mata Atlântica, mostraram serem influenciadas pela estrutura da paisagem de maneiras diferentes, porém em escalas semelhantes. A escala que mais influenciou a abundância das duas espécies foi a de 200 m, contudo, para *N. lasiurus*, a escala de 500 m também foi plausível.

A abundância de *O. nigripes* foi influenciada de maneiras diferentes pela cobertura florestal da paisagem, dependendo do contexto em que a espécie se encontrava, sendo que, nos fragmentos florestais, que é o tipo de habitat preferido pela espécie, a abundância da espécie tendeu a aumentar conforme a cobertura florestal da paisagem diminuía. A abundância de *N. lasiurus* foi influenciada principalmente pela cobertura florestal em escalas mais locais, de forma negativa, e tendeu a ser maior em áreas em que havia plantações de milho, comparado com outros tipos de culturas agrícolas.

A utilização de uma resolução de mapeamento mais fina mostrou-se bastante importante, uma vez que a resolução escolhida pode alterar os resultados obtidos e isso traz diversas implicações quando deseja-se extrapolar a abundância das espécies para regiões maiores, a fim de se obter mapas de risco de transmissão de hantavirose. Uma escolha adequada da resolução de mapeamento também é relevante quando deseja-se planejar medidas de manejo da paisagem, necessárias para controlar os tamanhos populacionais das espécies reservatório dos hantavírus, reduzindo, assim, o risco de transmissão da doença.

Os resultados deste estudo reforçam a necessidade de serem tomadas medidas que impeçam ou diminuam o desmatamento e degradação das paisagens da Mata Atlântica, ou que incentivem a regeneração e restauração florestal, para que possam ser

evitados outros surtos de hantavirose, que é uma doença que tem um elevado grau de mortalidade no Brasil. Além disso, a relação existente entre maior biodiversidade com menor risco de ocorrência de zoonoses, evidenciada em diversos estudos, é um fator adicional que aumenta a importância de se conservar os ecossistemas terrestres, como as florestas tropicais.

5. Referências bibliográficas

- Araujo J., Pereira A., Nardi M.S., Henriques D.A., Lautenschlager D.A., Dutra L.M., Ometto T.L., Hurtado R.F., Maues F., Nava A., Morais F.A., Aires C.C., Favorito S. & Durigon E.L. (2011). Detection of hantaviruses in Brazilian rodents by SYBR-Green-based real-time RT-PCR. *Archives of virology*, 156, 1269-74.
- Banks-Leite C., Ewers R.M. & Metzger J.P. (2012). Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology*, 93, 2560-2569.
- Barton K. (2014). *MuMIn: Multi-model inference*. R package version 1.10.0. URL <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Becker R.G., Paise G., Baumgarten L.C. & Vieira E.M. (2007). Small mammals' community structure and density of *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in open areas of the Cerrado in central Brazil. *Mastozoologia Neotropical*, 14, 157-168.
- Bender D.J., Contreras T.A. & Fahrig L. (1998). Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79, 517-533.
- Bi Z.Q., Formenty P.B.H. & Roth C.E. (2008). Hantavirus Infection: a review and global update. *Journal of Infection in Developing Countries*, 2, 3-23.
- Bonecker S.T., Portugal L.G., Costa-Neto S.F. & Gentile R. (2009). A long term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 74, 467-477.
- Bonvicino C.R., Oliveira J.A. & D'Andrea P.S. (2008). *Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos*. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, Rio de Janeiro.
- Bowman J., Jaeger J.A.G. & Fahrig L. (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83, 2049-2055.
- Braga C.A.C. (2011). Estrutura de comunidade de pequenos mamíferos em áreas afetadas por plantação de milho (*Zea mays*) e estradas na Serra do Ouro Branco, Minas Gerais. In: *Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente*. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.
- Brasil (2013). Manual de vigilância, prevenção e controle das hantavirose. In: (eds. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde & Departamento de Vigilância Epidemiológica). Ministério da Saúde, Brasília.
- Bueno A.A. (2008). Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes. In: *Instituto de Biociências. Departamento de Zoologia*. Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 124.
- Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd edn. Springer, New York.

- Burnham K.P. & Anderson D.R. (2004). Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research*, 33, 261-304.
- Calisher C.H., Wagoner K.D., Amman B.R., Root J.J., Douglass R.J., Kuenzi A.J., Abbott K.D., Parmenter C., Yates T.L., Ksiazek T.G., Beaty B.J. & Mills J.N. (2007). Demographic factors associated with prevalence of antibody to Sin Nombre Virus in deer mice in the Western United States. *Journal of wildlife diseases*, 43, 1-11.
- Childs J.E., Krebs J.W., Ksiazek T.G., Maupin G.O., Gage K.L., Rollin P.E., Zeitz P.S., Sarisky J., Enscoe R.E., Butler J.C., Cheek J.E., Glass G.E. & Peters C.J. (1995). A household-based, case-control study of environmental-factors associated with hantavirus pulmonary syndrome in the southwestern United-States. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 52, 393-397.
- Clay C.A., Lehmer E.M., Joor S.S. & Dearing M.D. (2009). Sin nombre virus and rodent species diversity: a test of the dilution and amplification hypotheses. *PloS one*, 4, e6467.
- Cochrane M.A. (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, 15, 1515-1521.
- Daily G.C., Ceballos G., Pacheco J., Suzan G. & Sanchez-Azofeifa A. (2003). Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17, 1814-1826.
- Dalmagro A.D. & Vieira E.M. (2005). Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology*, 30, 353-362.
- D'Andrea P.S., Gentile R., Cerqueira R., Grelle C.E.V., Horta C. & Rey L. (1999). Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16, 611-620.
- D'Andrea P.S., Gentile R., Maroja L.S., Fernandes F.A., Coura R. & Cerqueira R. (2007). Small mammal populations of an agroecosystem in the Atlantic Forest domain, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 179-186.
- de Castro E.B.V. & Fernandez F.A.S. (2004). Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119, 73-80.
- de Oliveira R.C., Gentile R., Guterres A., Fernandes J., Teixeira B.R., Vaz V., Valdez F.P., Vicente L.H., da Costa-Neto S.F., Bonvicino C., D'Andrea P.S. & Lemos E.R. (2014). Ecological study of hantavirus infection in wild rodents in an endemic area in Brazil. *Acta tropica*, 131, 1-10.
- de Oliveira R.C., Guterres A., Fernandes J., D'Andrea P.S., Bonvicino C.R. & de Lemos E.R. (2014). Hantavirus reservoirs: current status with an emphasis on data from Brazil. *Viruses*, 6, 1929-73.
- de Oliveira R.C., Padula P.J., Gomes R., Martinez V.P., Bellomo C., Bonvicino C.R., Freire e Lima D.I., Bragagnolo C., Caldas A.C., D'Andrea P.S. & de Lemos E.R. (2011). Genetic characterization of hantaviruses associated with sigmodontine rodents in an endemic area for hantavirus pulmonary syndrome in southern Brazil. *Vector borne and zoonotic diseases*, 11, 301-14.
- de Oliveira S.V., Escobar L.E., Peterson A.T. & Gurgel-Goncalves R. (2013). Potential geographic distribution of hantavirus reservoirs in Brazil. *PloS one*, 8, e85137.
- Dearing M.D. & Disney L. (2010). Ecology of hantavirus in a changing world. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 99-112.
- DeWalt S.J., Maliakal S.K. & Denslow J.S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182, 139-151.

- Dizney L.J. & Ruedas L.A. (2009). Increased Host Species Diversity and Decreased Prevalence of Sin Nombre Virus. *Emerging Infectious Diseases*, 15, 1012-1018.
- Donalisio M.R. & Peterson A.T. (2011). Environmental factors affecting transmission risk for hantaviruses in forested portions of southern Brazil. *Acta tropica*, 119, 125-30.
- Donalisio M.R., Vasconcelos C.H., Pereira L.E., Ávila A.M.H. & Katz G. (2008). Climatic aspects in hantavirus transmission areas in São Paulo State, Brazil. *Caderno de Saúde Pública*, 24, 1141-1150.
- Emmons L.H. (1990). *Neotropical rainforest mammals. A field guide*. University of Chicago Press, Illinois.
- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Feliciano B.R., Fernandez F.A.d.S., de Freitas D. & Figueiredo M.d.S.L. (2002). Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 67, 304-314.
- Ferreira J., Pardini R., Metzger J.P., Fonseca C.R., Pompeu P.S., Sparovek G. & Louzada J. (2012). Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology*, 49, 535-541.
- Ferreira M.S. (2003). Hantavíroses. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 36, 81-96.
- Figueiredo L.T., Moreli M.L., de-Sousa R.L., Borges A.A., de-Figueiredo G.G., Machado A.M., Bisordi I., Nagasse-Sugahara T.K., Suzuki A., Pereira L.E., de-Souza R.P., de-Souza L.T., Braconi C.T., Harsi C.M., de-Andrade-Zanotto P.M. & Viral Diversity Genetic Network C. (2009). Hantavirus pulmonary syndrome, central plateau, southeastern, and southern Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 15, 561-7.
- Figueiredo L.T.M., Moreli M.L., Almeida V.S.O., Felix P.R., Bruno J.C., Ferreira I.B. & Mancano F.D. (1999). Hantavirus pulmonary syndrome (HPS) in Guariba, SP, Brazil. Report of 2 cases. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 41, 131-137.
- Figueiredo L.T.M., Moreli M.L., Campos G.M. & Sousa R.L.M. (2003). Hantaviruses in São Paulo State, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 9, 891-892.
- Fischer J. & Lindenmayer D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.
- Fonseca G., Herrmann G., Leite Y., Mittermeier R., Rylands A. & Patton J. (1996). Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occas Pap Conservation Biology*, 4, 1-38.
- Francisco A.D., Magnusson W.E. & Sanaiotti T.M. (1995). Variation in growth and reproduction of *Bolomys lasiurus* (Rodentia, Muridae) in an amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 419-428.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE (2009). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica do período de 2005 - 2008: Relatório Parcial. In: (ed. Ministério da Ciência e Tecnologia). Fundação SOS Mata Atlântica São Paulo.
- Galiano D., Kubiak B.B., Marinho J.R. & Ochotorena de Freitas T.R. (2013). Population dynamics of *Akodon montensis* and *Oligoryzomys nigripes* in an Araucaria forest of Southern Brazil. *Mammalia*, 77, 173-179.
- Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G. & O'Neill R.V. (1987). Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1, 19-28.

- Gheler-Costa C., Vettorazzi C.A., Pardini R. & Verdade L.M. (2012). The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. *Mammalia*, 76.
- Ghizoni I.R., Layme V.M.G., Lima A.P. & Magnusson W.E. (2005). Spatially explicit population dynamics in a declining population of the tropical rodent, *Bolomys lasiurus*. *Journal of Mammalogy*, 86, 677-682.
- Gómez Villafañe I.E., Expósito Y., San Martín Á., Picca P. & Busch M. (2012). Rodent diversity and habitat use in a protected area of Buenos Aires province, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83.
- Goodin D.G., Koch D.E., Owen R.D., Chu Y.-K., Hutchinson J.M.S. & Jonsson C.B. (2006). Land cover associated with hantavirus presence in Paraguay. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 519-527.
- Hart C.A. & Bennett M. (1999). Hantavirus infections: epidemiology and pathogenesis. *Microbes and Infection*, 1, 1229-1237.
- Henriques R.P.B. & Alho C.J.R. (1991). Microhabitat selection by 2 rodent species in the cerrado of central Brazil. *Mammalia*, 55, 49-56.
- Hugh-Jones M.E., Hubbert W.T. & Hagstad H.V. (1995). *Zoonoses: recognition, control, and prevention*. Iowa State University Press, Ames.
- Jackson H.B. & Fahrig L. (2012). What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27, 929-941.
- Jackson H.B. & Fahrig L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24, 52-63.
- Johnson J.B. & Omland K.S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 19, 101-108.
- Kariwa H., Fujiki M., Yoshimatsu K., Arikawa J., Takashima I. & Hashimoto N. (1998). Urine-associated horizontal transmission of Seoul virus among rats. *Archives of virology*, 143, 15-24.
- Katz G., Williams R., Burt M., de Souza L., Pereira L., Mills J., Suzuki A., Ferreira I., Souza R., Alvez V., Salazar Bravo J., Yates T., Meyer R., Shieh W.-J., Ksiazek T., Zaki S., Khan A. & Peters C. (2001). Hantavirus Pulmonary Syndrome in the State of São Paulo, Brazil, 1993–1998. *Vector borne and zoonotic diseases*, 1, 181-190.
- Keesing F., Holt R.D. & Ostfeld R.S. (2006). Effects of species diversity on disease risk. *Ecology letters*, 9, 485-498.
- Lambert T.D., Malcolm J.R. & Zimmerman B.L. (2006). Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy*, 87, 766-776.
- Langlois J.P., Fahrig L., Merriam G. & Artsob H. (2001). Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. *Landscape Ecology*, 16, 255-266.
- Layme V.M.G., Lima A.P. & Magnusson W.E. (2004). Effects of fire, food availability and vegetation on the distribution of the rodent *Bolomys lasiurus* in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 183-187.
- Lechner A.M., Langford W.T., Jones S.D., Bekessy S.A. & Gordon A. (2012). Investigating species-environment relationships at multiple scales: Differentiating between intrinsic scale and the modifiable areal unit problem. *Ecological Complexity*, 11, 91-102.
- Levin S.A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73, 1943-1967.

- Lyra Jorge M.C., Pivello V.R., Meirelles S.T. & de Vivo M. (2001). Species richness and the abundance of small mammals in cerrado and forest environments, in São Paulo State, Brazil. *Naturalia (Rio Claro)*, 26, 287-302.
- Malcolm J.R. (1994). Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecology*, 75, 2438-2445.
- Mares M.A., Ernest K.A. & Gettinger D.D. (1986). Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 2, 289-300.
- Martin P.S., Gheler-Costa C., Lopes P.C., Rosalino L.M. & Verdade L.M. (2012). Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 282, 185-195.
- Mayer A.L. & Cameron G.N. (2003). Consideration of grain and extent in landscape studies of terrestrial vertebrate ecology. *Landscape and Urban Planning*, 65, 201-217.
- Meentemeyer R.K., Haas S.E. & Vaclavik T. (2012). Landscape Epidemiology of Emerging Infectious Diseases in Natural and Human-Altered Ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, Vol 50, 50, 379-402.
- Mendes W.S., Aragao N.J.L., Santos H.J., Raposo L., Vasconcelos P.F.C., Rosa E.S.T. & Elkhoury M.R. (2001). Hantavirus pulmonary syndrome in Anajatuba, Maranhao, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 43, 237-240.
- Mesquita A.O. & Passamani M. (2012). Composition and abundance of small mammal communities in forest fragments and vegetation corridors in Southern Minas Gerais, Brazil. *Revista De Biologia Tropical*, 60, 1335-1343.
- Metzger J.P. & Décamps H. (1997). The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 18, 1-12.
- Mills J.N. & Childs J.E. (1998). Ecologic studies of rodent reservoirs: Their relevance for human health. *Emerging Infectious Diseases*, 4, 529-537.
- Mills J.N. (2005). Regulation of Rodent-Borne viruses in the natural host: implications for human disease. *Archives of virology*, 45-57.
- Mills J.N. (2006). Biodiversity loss and emerging infectious disease: An example from the rodent-borne hemorrhagic fevers. *Biodiversity (Ottawa)*, 7, 9-17.
- Mills J.N., Johnson J.M., Ksiazek T.G., Ellis B.A., Rollin P.E., Yates T.L., Minn M.O., Johnson M.R., Campbell M.L., Miyashiro J., Patrick M., Zyzak M., Lavender D., Novak M.G., Schmidt K., Peters C.J. & Childs J.E. (1998). A survey of hantavirus antibody in small-mammal populations in selected United States National Parks. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 58, 525-532.
- Mills J.N., Ksiazek T.G., Peters C.J. & Childs J.E. (1999). Long-term studies of hantavirus reservoir populations in the southwestern United States: A synthesis. *Emerging Infectious Diseases*, 5, 135-142.
- Oliveira A.T. & Fontes M.A.L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32, 793-810.
- Ostfeld R. & Keesing F. (2000a). The function of biodiversity in the ecology of vector-borne zoonotic diseases. *Canadian Journal of Zoology*, 78, 2061-2078.
- Ostfeld R.S. & Keesing F. (2000b). Biodiversity and disease risk: The case of lyme disease. *Conservation Biology*, 14, 722-728.

- Padula P., Figueroa R., Navarrete M., Pizarro E., Cadiz R., Bellomo C., Jofre C., Zaror L., Rodriguez E. & Murua R. (2004). Transmission study of Andes hantavirus infection in wild sigmodontine rodents. *Journal of virology*, 78, 11972-11979.
- Pardini R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2567-2586.
- Pardini R., de Souza S.M., Braga-Neto R. & Metzger J.P. (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.
- Pardini R., Faria D., Accacio G.M., Laps R.R., Mariano-Neto E., Paciencia M.L.B., Dixo M. & Baumgarten J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142, 1178-1190.
- Parmenter R.B., JW, Moore D. & Ernest M. (1993). The Hantavirus epidemic in the Southwest: Rodent population dynamics and the implications for transmission of Hantavirus-associated adult respiratory distress syndrome (HARDS) in the Four Corners Region. *Report to the Federal Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, Georgia*, 41, 1-45.
- Peixoto I.D. & Abramson G. (2006). The effect of biodiversity on the hantavirus epizootic. *Ecology*, 87, 873-879.
- Pires A.S., Lira P.K., Fernandez F.A.S., Schittini G.M. & Oliveira L.C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108, 229-237.
- Puttker T., Meyer-Lucht Y. & Sommer S. (2006). Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal Atlantic rainforest, Brazil. *Ecotropica*, 12, 131-139.
- Puttker T., Pardini R., Meyer-Lucht Y. & Sommer S. (2008). Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC ecology*, 8, 9.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Ribeiro D.B., Batista R., Prado P.I., Brown K.S., Jr. & Freitas A.V.L. (2012). The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 21, 811-827.
- Ruedas L.A., Salazar-Bravo J., Tinnin D.S., Armien B., Caceres L., Garcia A., Diaz M.A., Gracia F., Suzan G., Peters C.J., Yates T.L. & Mills J.N. (2004). Community ecology of small mammal populations in Panama following an outbreak of Hantavirus pulmonary syndrome. *Journal of Vector Ecology*, 29, 177-191.
- Santos-Filho M., da Silva D.J. & Sanaiotti T.M. (2008). Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 703-710.
- Saunders D.A., Hobbs R.J. & Margules C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation – a review. *Conservation Biology*, 5, 18-32.
- Silva M., Vasconcelos M., Hidalgo N., Veiga A., Canzian M., Marotto P. & Lima V. (1997). Hantavirus pulmonary syndrome: report of the first three cases in São Paulo, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 39, 231–234.

- Stevens S.M. & Husband T.P. (1998). The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 85, 1-8.
- Stork N.E., Coddington J.A., Colwell R.K., Chazdon R.L., Dick C.W., Peres C.A., Sloan S. & Willis K. (2009). Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 23, 1438-47.
- Suzán G., Armién A., Mills J.N., Marcé E., Ceballos G., Ávila M., Salazar-Bravo J., Ruedas L., Armién B. & Yates T.L. (2008a). Epidemiological considerations of rodent community composition in fragmented landscapes in Panama. *Journal of Mammalogy*, 89, 684-690.
- Suzán G., Marce E., Giermakowski J.T., Armien B., Pascale J., Mills J., Ceballos G., Gomez A., Aguirre A.A., Salazar-Bravo J., Armien A., Parmenter R. & Yates T. (2008b). The effect of habitat fragmentation and species diversity loss on hantavirus prevalence in Panama. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1149, 80-3.
- Suzán G., Marce E., Giermakowski J.T., Mills J.N., Ceballos G., Ostfeld R.S., Armien B., Pascale J.M. & Yates T.L. (2009). Experimental evidence for reduced rodent diversity causing increased hantavirus prevalence. *PloS one*, 4, e5461.
- Suzuki A., Bisordi L., Levis S., Garcia J., Pereira L.E., Souza R.P., Sugahara T.K.N., Pini N., Enria D. & Souza L.T.M. (2004). Identifying rodent hantavirus reservoirs, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 10, 2127-2134.
- Symonds M.R.E. & Moussalli A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 13-21.
- Terborgh J., Lopez L. & Tello J.S. (1997). Bird communities in transition: The Lago Guri Islands. *Ecology*, 78, 1494-1501.
- Turner M.G. (2005). Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 319-344.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H. & Milne B.T. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3, 153-162.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer, New York.
- Umetsu F. & Pardini R. (2007). Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22, 517-530.
- Umetsu F. (2010). Efeito do contexto da paisagem em diferentes escalas sobre a distribuição de pequenos mamíferos em cultivos agrícolas e em remanescentes florestais. In: *Instituto de Biociência. Departamento de Zoologia*. Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 88.
- Umetsu F., Paul Metzger J. & Pardini R. (2008). Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31, 359 - 370.
- Utrera A., Duno G., Ellis B.A., Salas R.A., de Manzione N., Fulhorst C.F., Tesh R.B. & Mills J.N. (2000). Small mammals in agricultural areas of the western llanos of Venezuela: Community structure, habitat associations, and relative densities. *Journal of Mammalogy*, 81, 536-548.
- Venables W. & Ripley B. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth edn. Springer, New York.

- Vieira E.M., Iob G., Briani D.C. & Palma A.R.T. (2005). Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 70, 359-365.
- Vieira M.V. (2003). Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38, 7-15.
- Vieira M.V., Olifiers N., Delciellos A.C., Antunes V.Z., Bernardo L.R., Grelle C.E.V. & Cerqueira R. (2009). Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142, 1191-1200.
- Weksler M. & Bonvicino C.R. (2005). Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. *Arquivos do Museu Nacional Rio de Janeiro*, 63, 113-130.
- Wheatley M. & Johnson C. (2009). Factors limiting our understanding of ecological scale. *Ecological Complexity*, 6, 150-159.
- Whittaker R.J., Willis K.J. & Field R. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28, 453-470.
- Wiens J.A. (1989). Spatial scaling ecology. *Functional Ecology*, 3, 385-397.
- Wu J. & Qi Y. (2000). Dealing with scale in landscape analysis: An overview. *Geographic Information Sciences*, 6, 1-5.
- Wu J.G. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 19, 125-138.
- Wu J.G., Shen W.J., Sun W.Z. & Tueller P.T. (2002). Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology*, 17, 761-782.
- Yates T.L., Mills J.N., Parmenter C.A., Ksiazek T.G., Parmenter R.R., Vande Castle J.R., Calisher C.H., Nichol S.T., Abbott K.D., Young J.C., Morrison M.L., Beaty B.J., Dunnum J.L., Baker R.J., Salazar-Bravo J. & Peters C.J. (2002). The ecology and evolutionary history of an emergent disease: Hantavirus pulmonary syndrome. *Bioscience*, 52, 989-998.

Anexos

SPOT (~10 m de resolução)

IF (~30 m de resolução)

SOS (~30 - 260 m de resolução)

Anexo A. Número de observações de porcentagem de cobertura florestal (CF) para cada escala (valor entre parênteses; 200, 500 e 800 m) nos mapeamentos com diferentes resoluções (Imagens SPOT, Instituto Florestal (IF) e SOS Mata Atlântica (SOS)), considerando os 104 pontos de coleta.

Anexo B. Número de observações de densidade de borda (DB) em m/ha para cada escala (valor entre parênteses; 200, 500 e 800 m) nos mapeamentos com diferentes resoluções (Imagens SPOT, Instituto Florestal (IF) e SOS Mata Atlântica (SOS)), considerando os 104 pontos de coleta.

Anexo C. Número de observações de porcentagem cobertura florestal (CF) para cada escala (valor entre parênteses; 200, 500 e 800 m) nos mapeamentos com diferentes resoluções (Imagens SPOT, Instituto Florestal (IF) e SOS Mata Atlântica (SOS)), considerando os 36 pontos de coleta da matriz.

Anexo D. Número de observações de densidade de borda (DB) em m/ha para cada escala (valor entre parênteses; 200, 500 e 800 m) nos mapeamentos com diferentes resoluções (Imagens SPOT, Instituto Florestal (IF) e SOS Mata Atlântica (SOS)), considerando os 36 pontos de coleta da matriz.