



ANA CAROLINA RESENDE MAIA

**EFEITOS MARGINAIS DE RODOVIAS EM MAMÍFEROS DE
MÉDIO E GRANDE PORTE**

LAVRAS-MG

2013

ANA CAROLINA RESENDE MAIA

**EFEITOS MARGINAIS DE RODOVIAS EM MAMÍFEROS DE
MÉDIO E GRANDE PORTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador
Dr. Alex Bager

**LAVRAS – MG
2013**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Maia, Ana Carolina Resende.

Efeitos marginais de rodovias em mamíferos de médio e grande
porte / Ana Carolina Resende Maia. – Lavras : UFLA, 2013.

56 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: Alex Bager.

Bibliografia.

1. Mastofauna. 2. Distribuição. 3. Impacto. 4. Paisagem. 5.
Matriz. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.5222

ANA CAROLINA RESENDE MAIA

**EFEITOS MARGINAIS DE RODOVIAS EM MAMÍFEROS DE
MÉDIO E GRANDE PORTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de março de 2013.

Dr. Rogerio Grassetto Teixeira da Cunha Unifal

Dr. Marcelo Passamani UFLA

Orientador
Dr. Alex Bager

**LAVRAS – MG
2013**

Primeiramente, dedico este trabalho à Nascimento Alves de Rezende, meu querido avô, por não me deixar esquecer nem por um segundo que fosse a importância do meu trabalho e o encanto da minha profissão.

À minha amada família que sempre apoiou todas as minhas decisões. Em especial ao meu pai, João Batista Maia, por todo amor e carinho e à minha mãe, Leila Maria Resende Maia, por acreditar incondicionalmente em mim.

Ao meu irmão, João Batista Resende Maia, pela amizade e carinho incondicionais.

Ao meu grande amor, Ramon de Freitas Santos, pela troca de experiências, palavras de incentivo e, por muitas vezes, ajudar-me a buscar forças onde eu pensava que não mais havia.

Dedico a todos vocês esta importante etapa da minha vida!

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e aos anjos do céu que estiveram comigo nesta caminhada. Obrigada pelas forças nos momentos de fraqueza, tranquilidade nos momentos mais difíceis e pela viva esperança em um futuro promissor!

Aos meus pais, João e Leila, que sempre apoiaram minhas escolhas e decisões. Mãe, obrigada pelas palavras diárias de força, conforto e por nunca me deixar desanimar perante os obstáculos. Papai, obrigada pela confiança, todo carinho e, à sua maneira, por acreditar em mim.

Ao meu irmão, João, por toda a amizade e carinho que sempre teve por mim.

A todos os familiares e amigos, que estiveram presentes durante esta caminhada, meus sinceros agradecimentos.

Ao meu amor, Ramon, pela presença tão importante nesta caminhada, pelos conselhos, palavras mais verdadeiras e puras nos momentos certos, amor, carinho e, sobretudo, por ser uma alegria na minha vida fazendo os meus dias de mestrado mais belos e felizes!

Ao professor Alex Bager pela orientação, paciência, discussões e inúmeros conselhos concedidos durante a elaboração deste trabalho. Obrigada pela oportunidade, conhecimento compartilhado e experiência de vida.

Aos amigos do Laboratório de Manejo e Conservação Ambiental (LAMCA) que, direta ou indiretamente, participaram da elaboração desta dissertação. A todos vocês, agradeço imensamente pela

amizade, ajuda, risadas, conversas, bolos de chocolate na cantina e palavras de incentivo que me deram forças!

Especialmente, agradeço aos amigos Clarissa e André, pelos árduos e alegres dias de campo, pelo compromisso, amizade, dicas e ajuda que foram fundamentais para eu chegar até aqui. Obrigada, amigos!

À minha querida amiga Thálita Cardoso pelas conversas diárias, troca de experiências, incentivo e amizade verdadeira!

À amiga-irmã, Lidiany Ribeiro, agradeço, simplesmente, por existir em minha vida!

Às minhas queridas amigas de república, em especial, à Cris e Vanessa por todo apoio, amizade e companheirismo. Ainda bem que encontrei vocês, meninas!

Ao LEMAF (UFLA) pela disponibilização das imagens de satélite e, especialmente, à Nathália Carvalho pela contribuição com a parte de ecologia de paisagem.

Ao grupo de Ecologia Vegetal, em especial, à Vilany Matillae, pela coleta e disponibilização dos dados de vegetação dos fragmentos estudados.

A todos os professores e colegas do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada pelas experiências, ensinamentos e boa convivência. À Marlene por tornar os dias mais saborosos com aquele delicioso cafezinho e por cuidar do nosso prédio!

Aos professores Rogerio Grassetto (Unifal), Marcelo Passamani (UFLA) e Júlio Louzada (UFLA) por aceitarem o convite em participar da minha banca de defesa de dissertação e pelas valiosas contribuições para a melhoria da qualidade deste trabalho.

Ao pesquisador Jim Hines pela disponibilidade e acessibilidade durante as análises de dados.

Aos proprietários das áreas onde realizamos os trabalhos de campo que cederam gentilmente suas propriedades para que o projeto pudesse ser executado. Agradeço de maneira especial ao Conrado, Tia Rosa, Kaka e amigos da cidade de Madre de Deus de Minas pela amizade e grande apoio logístico durante os trabalhos de campo. Vocês foram fundamentais!

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) pelo apoio financeiro do projeto Corredores Naturais e à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada e à Universidade Federal de Lavras pela oportunidade, conhecimentos adquiridos e experiências vividas.

Por fim, agradeço à inigualável Mãe Natureza! Obrigada pelos cantos dos pássaros que alegram o meu amanhecer, pelo brilho das estrelas que iluminam cada noite, pelo sol que faz meus dias mais brilhantes e traz calor ao coração, pelas árvores que deixam o ar mais puro, pelas plantas e animais que trazem beleza e singularidade aos ambientes. Obrigada pelos mistérios que nos instigam a buscar repostas e entender o seu funcionamento!

Meus mais sinceros agradecimentos a todos!

“Aprenda como se você fosse viver para sempre”

Mahatma Gandhi

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição espacial da abundância de registros fotográficos e riqueza de espécies: (a) Abundância de registros em função da distância da rodovia; (b) Riqueza de espécies em função da distância da rodovia; (c) Abundância de registros em função da distância da borda dos fragmentos; (d) Riqueza de espécies em função da distância da borda dos fragmentos.....71

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Covariáveis de paisagem utilizadas para avaliar os efeitos marginais de rodovias sobre a ocupação de mamíferos de médio e grande porte.....68
- Tabela 2.** Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte capturadas com as respectivas abundâncias observadas por estação de amostragem.....69
- Tabela 3.** Modelos de ocupação Single-Season com autocorrelação espacial para mamíferos de médio e grande porte. Todos os modelos construídos são apresentados. AIC: Akaike Information Criterion, ΔAIC : diferença dos valores de AIC entre cada modelo e o melhor modelo, w : peso AIC do modelo, N_{par} : número de parâmetros estimados, $-2\ln$: duas vezes a negativa de máxima verossimilhança.....70

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE.....	16
1	INTRODUÇÃO.....	17
2	REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1	As rodovias e seus efeitos	19
2.2	Efeitos marginais de rodovias sobre médios e grandes mamíferos.....	22
2.3	A Ecologia de estradas no cenário mundial.....	24
2.4	A Ecologia de estradas no cenário brasileiro.....	26
	REFERÊNCIAS.....	29
	SEGUNDA PARTE.....	33
	ARTIGO: EFEITOS MARGINAIS DE RODOVIAS SOBRE A OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE	34
1	INTRODUÇÃO.....	37
2	MATERIAL E MÉTODOS	41
3	ANÁLISE DE DADOS.....	44
4	RESULTADOS	48
5	DISCUSSÃO	52
6	REFERÊNCIAS.....	60

RESUMO

As rodovias afetam diretamente diversos aspectos da fauna selvagem, causando modificações em nível de indivíduos, populações e comunidades. Dentre estas alterações, muitos pesquisadores buscam entender os efeitos destes empreendimentos sobre a distribuição da fauna nos habitats de entorno. Tratando especificamente da influência sobre a mastofauna de médio e grande porte, ainda não foram encontrados padrões de resposta aos efeitos marginais de rodovias. A partir disso, neste trabalho avaliamos a influência de rodovias sobre a distribuição de mamíferos de médio e grande porte nos habitats de entorno em fragmentos florestais do sul do Estado de Minas Gerais. Também objetivamos identificar os fatores mais importantes para determinação da ocupação da comunidade nestes habitats. Para isto, selecionamos 20 fragmentos florestais nos quais delimitamos um transecto de 300 metros perpendicular à rodovia em cada fragmento. Para realizar as amostragens instalamos 12 armadilhas fotográficas em cada transecto. Utilizamos o método não-paramétrico Kruskal-Wallis para avaliar a distribuição da comunidade em relação à rodovia e à borda dos fragmentos. Por meio da análise de ocupação, identificamos as características ambientais (incluindo distância da rodovia e da borda) que mais afetaram a distribuição da comunidade no ambiente. A ocupação da comunidade foi significativamente maior nas faixas intermediárias (50 a 200m) que nas faixas mais distantes da rodovia (além 200m). A distância da borda dos fragmentos, tipo de matriz de paisagem de entorno e distância da rodovia representam os fatores que mais afetaram a distribuição da comunidade no ambiente. A ocupação foi determinada pela influência mútua destes fatores demonstrando que a

rodovia não representa o principal determinante para uso e seleção de habitat para as espécies. Nossos resultados sugerem que fatores, direta ou indiretamente, relacionados a atividades humanas são os principais responsáveis por determinar a ocupação da mastofauna de médio e grande porte. A identificação dos fatores que moldam a distribuição das populações e comunidades representa uma etapa fundamental para o conhecimento das relações entre a fauna selvagem e os efeitos marginais de rodovias.

PALAVRAS-CHAVE: mastofauna, distribuição espacial, impacto humano, matriz, paisagem.

ABSTRACT

Roads directly affect several aspects of wildlife causing modifications in level of individuals, populations and communities. Because these changes, many researchers want to understand the road effects on the fauna distribution in adjacent habitats. Dealing specifically with road influence in mammals of medium and large size, we have not been found patterns of response. We evaluated the influence of roads in distribution of mammals of medium and large size in adjacent habitats in forest fragments from southern of Minas Gerais, Brazil. We identify the factors most important for determination of community occupation in these habitats. For this we selected 20 forest fragments and delimited a transect of 300 meters perpendicular to the highway in each fragment. To the samplings we installed 12 photographic traps in each transect. We use the non-parametric Kruskal-Wallis test to assess the community distribution in relation to the road and the fragments edge. Through occupancy analysis we identified the environmental characteristics (including road and edge distance) that more important to the community distribution in the environment. The occupation was significantly higher in the intermediate distance (50 to 200m) than in the habitats more distant the road (besides 200m). The distance fragments edge, landscape matrix and road distance were the factors that more affected the community distribution in marginal habitats. The occupation was determined by these factors demonstrating that the road is not the main determinant for the use and habitat selection by species. Our results suggest that factors, directly or indirectly, related to human activities are primarily responsible by determine the occupancy of medium and large mammals. The identification of factors that shape the

community distribution is a important step for the understanding of the relationships between wildlife and the road effects.

KEYWORDS: mammals, spatial distribution, human impact, matrix, landscape.

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

As rodovias estão entre os principais impactos causadores de perda de biodiversidade mundial (FORMAN; ALEXANDER, 1998; COFFIN et al., 2007). São consideradas potenciais agentes de fragmentação que alteram a estrutura da paisagem modificando as características físicas do ambiente (GOOSEN, 2007; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Tais alterações refletem diretamente sobre as comunidades biológicas (LAURANCE et al., 2006).

A construção e atividade das rodovias influenciam diretamente os mamíferos de médio e grande porte (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Estudos mostram que as rodovias são responsáveis por alterar diversos aspectos das populações e comunidades que ocupam habitats sob sua influência (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009), seja em nível de indivíduo (WHITTINGTON; CLAIR; MERCER, 2004), de população (KINNAIRD et al., 2003) ou da comunidade como um todo (LAURANCE et al., 2006).

A rodovia pode atuar como um fator determinante para a seleção e ocupação de habitats por mamíferos de médio e grande porte. Algumas espécies têm preferência por utilizar e ocupar habitats localizados em áreas mais distantes destes empreendimentos (HUIJSER; BERGERS, 2000; LAURANCE et al., 2008) enquanto outras são influenciadas primariamente por outros fatores além da rodovia, podendo até mesmo serem beneficiadas por sua presença em algumas atividades, como, por exemplo, no deslocamento dos indivíduos (WHITTINGTON; CLAIR; MERCER, 2004).

Diversos estudos mostram que, em ambientes sob influência direta da rodovia, outros fatores podem ser mais importantes para a

seleção e ocupação de habitats pelo grupo, tais como densidade da população humana, presença de trilhas nas proximidades e diversas características de paisagem. Portanto, apesar de os efeitos marginais das rodovias sobre a mastofauna de médio e grande porte serem amplamente investigados em algumas regiões (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009), ainda não conhecemos os padrões, mecanismos e fatores determinantes das respostas aos efeitos marginais de rodovias.

Entender a relação entre os padrões de distribuição da fauna e os fatores determinantes se faz necessário para avaliar como o impacto das rodovias influencia a dinâmica ecológica. A partir disso, com o desenvolvimento deste trabalho temos o objetivo de avaliar o impacto de rodovias sobre mamíferos de médio e grande porte buscando identificar os fatores mais importantes na determinação da distribuição desta comunidade.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 As rodovias e seus efeitos

Rodovias ocupam significativa proporção dos domínios terrestres e são fundamentais para o desenvolvimento sócio-econômico mundial. Sua importância está relacionada à facilitação da mobilidade humana, transporte de produtos comerciais, acesso a diversos locais, incentivo ao turismo, entre outros (FORMAN et al., 2003). Juntamente aos benefícios proporcionados, as rodovias estão entre as atividades humanas que mais causam impactos negativos à biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998; COFFIN, 2007).

Empreendimentos rodoviários removem a cobertura vegetal original do ambiente sendo considerados potenciais agentes fragmentadores de habitat. Em função disto são responsáveis por alterar função e estrutura da paisagem (FORMAN; DEBLINGER, 2000; GOOSEM, 2007). Além de fragmentar e reduzir a disponibilidade de habitat, a construção destes empreendimentos incentiva o assentamento de populações humanas e suas atividades nas áreas de entorno resultando em mais áreas fragmentadas (FORMAN et al., 2003).

As rodovias também interferem na hidrologia e nos processos erosivos do solo, causam poluição química, sonora e luminosa (FORMAN et al., 2003), proporcionam o acesso de caçadores e madeireiros a ambientes naturais, facilitam o processo de introdução de espécies exóticas, entre outras alterações físicas (FORMAN et al., 2003).

Todas estas interferências sobre as características da paisagem reduzem a conectividade, disponibilidade de recursos e qualidade do

habitat que, conseqüentemente, influenciam diretamente a fauna e a flora locais (LAURANCE et al., 2006; SERA, 2010). Neste contexto, é observado que em áreas sob influência de rodovias as comunidades vegetais são menos diversas, dominadas por espécies adaptadas a áreas antropizadas e apresentam maior ocorrência de espécies exóticas (PARENDES; JONES, 2000; SERA, 2010). De maneira similar, a fauna apresenta alterações na composição e estrutura das comunidades (LAURANCE; GOOSEM, LAURANCE, 2009), estrutura e distribuição das populações (KINNAIRD et al., 2003; LAURANCE et al., 2008), comportamento e deslocamento dos indivíduos (WHITTINGTON; CLAIR; MERCER, 2004; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009), fluxo gênico (ATWOOD et al., 2011), taxas demográficas (HUIJSER; BERGERS, 2000) e aspectos reprodutivos (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009).

Com relação à seleção e ocupação dos habitats, uma ampla gama de espécies tende a evitar ocupar as áreas próximas às rodovias, enquanto outras apresentam maior abundância nestes ambientes (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Em função da variação das respostas na abundância, densidade e distribuição das populações e comunidades, a relação entre rodovias e distribuição espacial da fauna é uma questão que tem instigado a busca por padrões de respostas que ainda não são completamente entendidos (FORMAN et al., 2003; LAURANCE et al., 2008; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Para muitas espécies a superfície da rodovia atua como uma barreira de dispersão impedindo parcial ou totalmente o deslocamento dos indivíduos entre habitats (MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008; COLCHERO et al., 2011). Nestes casos, é dificultado o fluxo gênico entre populações devido ao isolamento geográfico e, em longo

prazo, a variabilidade genética pode ser reduzida e a persistência de populações nestes locais (ATWOOD et al., 2011). Em contrapartida, muitas outras espécies não reconhecem a rodovia como uma barreira apresentando a habilidade de atravessá-la frequentemente (COLCHERO et al., 2011). A utilização das rodovias como estruturas de deslocamento acarreta no aumento da probabilidade de atropelamento dos indivíduos.

Os atropelamentos são considerados o impacto mais notável da rodovia, sendo apontados como a principal causa de mortalidade de vertebrados por influência direta de atividades humanas (FORMAN; ALEXANDER, 1998). A utilização das rodovias, como parte da área de vida de espécies, faz com que as populações sejam afetadas significativamente pela ocorrência de atropelamentos (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Porém, acreditamos que sejam necessárias avaliações consistentes dos efeitos marginais de rodovias para que seja entendida a magnitude do impacto causado por atropelamentos sobre a persistência das populações de entorno.

O tipo de resposta e a intensidade dos efeitos das rodovias são condicionados a diversos fatores, como, por exemplo, características da rodovia, biologia e ecologia das espécies afetadas (CUSHMAN; LEWIS, 2010; GURARIE et al., 2011). A extensão dos efeitos marginais de rodovias pode variar desde poucos metros até alguns quilômetros a partir do limite rodovia-habitat (FORMAN et al., 2003; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009). A delimitação precisa de uma faixa de mudança que representa o efeito marginal causada pela rodovia ainda é uma tarefa complexa por envolver diversos fatores bióticos e abióticos.

De maneira geral, as rodovias causam impactos em diferentes aspectos dos diversos grupos taxonômicos que compreendem desde a

determinação da distribuição das populações até o comprometimento da persistência das populações (FORMAN et al., 2003). Entender os mecanismos envolvidos na relação entre empreendimentos rodoviários e a biologia e ecologia das populações e comunidades representa uma importante fonte de informações para avaliação real dos impactos que contribuirão para o desenvolvimento de futuros planos de manejo, mitigação de impactos e conservação da biodiversidade mundial.

2.2 Efeitos marginais de rodovias sobre médios e grandes mamíferos

Atualmente, muitas espécies de mamíferos de médio e grande porte estão em estado de conservação preocupante (MACHADO; MARTINS; DRUMMOND, 2008). O risco eminente de extinção das espécies componentes deste grupo é atribuído principalmente aos efeitos negativos causados por atividades humanas, como, por exemplo, a construção e atividades das rodovias (FORMAN et al., 2003; MORRISON et al., 2007).

A vulnerabilidade a impactos antrópicos ocorre em função de algumas características biológicas do grupo, como ampla área de vida, longo tempo de geração, baixa taxa reprodutiva e outras (RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). Indivíduos com estas características necessitam de habitats mais extensos e as populações apresentam dificuldade de manutenção da estrutura e do tamanho populacional, intensificando a suscetibilidade das espécies aos impactos (RYTWINSKI; FAHRIG, 2011).

Empreendimentos rodoviários estão entre as atividades humanas que impactam diretamente os mamíferos de médio e grande porte (LAURANCE et al., 2008). Diversos estudos demonstram que a

construção e funcionamento das rodovias são responsáveis por alterar diversos aspectos das populações e comunidades que ocupam habitats próximos ao impacto (LAURANCE; GOOSEM, LAURANCE, 2009), seja em nível de indivíduo (WHITTINGTON; CLAIR; MERCER, 2004), de população (KINNAIRD et al., 2003) e até mesmo de comunidade (LAURANCE et al., 2006).

O atropelamento é um notável impacto de rodovias que contribui significativamente para o aumento da mortalidade e desestruturação das populações (BENN; HERRERO, 2002). A ampla área de vida e grande capacidade de deslocamento aumentam a interação indivíduo-impacto e, conseqüentemente, a probabilidade de atropelamento (RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). Em relação aos efeitos marginais das rodovias é observado que, de maneira geral, os mamíferos de médio porte apresentam respostas negativas ou neutras (HUIJSER; BERGERS, 2000; ALTRICHTER; BOAGLIO, 2004) enquanto os grandes mamíferos são negativamente afetados nos habitats próximos a rodovias (LAURANCE et al., 2008).

A rodovia pode atuar como um fator determinante para a seleção e ocupação de habitats em espécies deste grupo. Alguns estudos mostram que as espécies têm preferência por utilizar e ocupar áreas mais distantes destes empreendimentos (HUIJSER; BERGERS, 2000; LAURANCE et al., 2008). Em contrapartida, também é demonstrado que outros fatores podem ser mais importantes para a determinação da ocupação e que rodovias podem até mesmo beneficiar algumas atividades, como por exemplo, o deslocamento dos indivíduos (WHITTINGTON; CLAIR; MERCER, 2004).

Até o presente momento, é possível observar que as respostas aos efeitos das rodovias variam conforme o grupo taxonômico estudado,

região geográfica, características locais do ambiente e exigências ecológicas das espécies. A partir deste cenário consideramos ser importante o desenvolvimento de mais trabalhos que busquem entender os mecanismos de respostas envolvidos na relação entre rodovias e os mamíferos de médio e grande porte a fim de encontrar padrões de respostas que sirvam de ferramentas para planejamentos de conservação e mitigação de impactos.

2.3 A Ecologia de Estradas no cenário mundial

Com o passar dos anos, as rodovias e os meios de transporte tornaram-se componentes cada vez mais presentes no cotidiano da sociedade moderna. A crescente dependência, por meios de transporte para execução das atividades consideradas indispensáveis para os seres humanos, resulta em um cenário contrastante entre os benefícios proporcionados à sociedade e os danos causados ao meio ambiente (FORMAN et al., 2003).

A partir da observação dos impactos ambientais causados pela construção e atividades destes empreendimentos, pesquisadores começaram a discutir a importância de entender os processos envolvidos na relação entre rodovias e meio ambiente (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FORMAN et al., 2003). O crescente interesse por tais investigações demandaram a criação de uma disciplina responsável por unir todos os aspectos relacionados à influência de empreendimentos lineares sobre a biodiversidade, a Ecologia de Estradas (do inglês, “Road Ecology”) (FORMAN et al., 2003).

A busca pelo entendimento dos fatores bióticos e abióticos relacionados aos atropelamentos, efeitos marginais e pelo

desenvolvimento de medidas de mitigação dos impactos causados por rodovias vem acontecendo mundialmente há mais de 50 anos (BAGER et al., 2007). Porém, a ecologia de estradas somente começou a se consolidar nas duas últimas décadas do século XX, em função da obrigatoriedade de avaliações dos impactos ambientais, causados pela constante ampliação e atividade da malha viária mundial (FORMAN et al., 2003; ROEDENBECK et al., 2007).

Atualmente, contamos com uma crescente produção bibliográfica no assunto que é responsável pela ampliação das informações disponíveis na literatura (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Além disso, o assunto também vem sendo amplamente discutido, por meio da realização de encontros, conferências, workshops e congressos direcionados exclusivamente ao público e pesquisadores interessados em ecologia de estradas no mundo, principalmente nos Estados Unidos, Brasil e países da Europa.

Porém, tem sido observado que trabalhos que investigam a relação entre rodovias e meio ambiente são distribuídos desigualmente no mundo (BAGER et al., 2007; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). A avaliação deste cenário mostra que algumas regiões vêm sendo amplamente estudadas, como os países da América do Norte e Europa, enquanto outras são totalmente negligenciadas (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009). Portanto, muitos são os avanços acerca do entendimento dos efeitos negativos de rodovias, mas ainda devemos voltar nossa atenção para a necessidade de preencher lacunas existentes no conhecimento (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

A compreensão dos mecanismos, fatores e respostas envolvidos na relação entre empreendimentos rodoviários e a vida selvagem é, de maneira geral, uma ferramenta fundamental para o desenvolvimento de

planos de manejo, conservação e mitigação dos impactos. Além disso, a consolidação deste conhecimento poderá, futuramente, contribuir com tomadas de decisão durante o planejamento e construção das rodovias a fim de que estas sejam estabelecidas considerando estratégias de conservação que minimizem os impactos ambientais (ROEDENBECK et al., 2007).

2.4 A ecologia de estradas no cenário brasileiro

A preocupação dos pesquisadores brasileiros com os impactos de rodovias sobre a vida selvagem é considerada ainda recente (BAGER et al., 2007). O início do desenvolvimento da ecologia de estradas no país é marcado por um trabalho publicado no final da década de 80 (NOVELLI; TAKASE; CASTRO, 1988). Porém, a comunidade acadêmica começa a realmente se interessar por estas investigações somente a partir do ano 2000 com o aumento do número de publicações científicas (BAGER et al., 2007).

Quando comparado ao cenário mundial, podemos dizer que no Brasil ainda contamos com poucos estudos em ecologia de estradas (BAGER; FONTOURA, 2012). Avaliações sobre o conhecimento científico disponível na atualidade mostram que a imensa maioria dos trabalhos existentes na literatura é desenvolvida em países estrangeiros, predominantemente nos Estados Unidos, Canadá e países da Europa (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Assim como observado em escala mundial, os trabalhos realizados em território brasileiro também apresentam distribuição geográfica desigual, sendo concentrados principalmente nas regiões sul e sudeste do país (BAGER et al., 2007; DORNAS et al., 2012). Neste

contexto, ainda observamos consideráveis lacunas no conhecimento tanto em função da negligência na pesquisa de algumas regiões geográficas quanto às abordagens com que são desenvolvidos os trabalhos científicos.

A produção científica brasileira ainda é, predominantemente, composta por listagens de fauna atropelada (BAGER et al., 2007). A maioria dos trabalhos registra unicamente a ocorrência dos atropelamentos desconsiderando os efeitos marginais das rodovias (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). Até então este cenário demonstrava que a comunidade científica brasileira mantinha preocupações superficiais acerca dos impactos de rodovias não conseguindo avaliar consistentemente a relação entre as rodovias e os efeitos sobre a vida selvagem.

Dornas et al. (2012) observaram uma tendência no aumento das publicações em periódicos científicos nacionais e internacionais nos últimos anos demonstrando que os pesquisadores brasileiros vêm dedicando esforços para consolidação e expansão do conhecimento em ecologia de estradas no país (ROSA; BAGER, 2012; BAGER; FONTOURA, 2013). Adicionalmente, a realização de eventos científicos como o Road Ecology Brazil (2010 e 2011) também amplia a visão mundial sobre a pesquisa científica brasileira em estudos de ecologia de estradas.

O avanço destes estudos em nosso país está diretamente relacionado à criação do Grupo de Pesquisa em Ecologia de Estradas (GPEES) vinculado à Universidade Federal de Lavras (UFLA) no ano de 2009. Com sede no município de Lavras, o GPEES tem o objetivo de gerar informações que contribuam para o fortalecimento da Ecologia de Estradas no Brasil e no mundo. A realização de importantes estudos em

ecologia de estradas demandou a necessidade da criação de um centro de referência nacional, o Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE).

O CBEE foi institucionalizado no ano de 2012, com sede no Departamento de Biologia da UFLA e tem o objetivo de desenvolver estudos acadêmicos, buscando a compreensão dos efeitos de rodovias e outros empreendimentos lineares sobre a biodiversidade. O CBEE é uma proposta interdisciplinar, interinstitucional e sem fins lucrativos destinada ao desenvolvimento de atividades de pesquisa, capacitação de recursos humanos, desenvolvimento e repasse de tecnologia em Ecologia de Estradas.

Dentre os trabalhos desenvolvidos por estes centros de excelência em ecologia de estradas, em 2009 o GPEES iniciou as atividades de um projeto de pesquisa com o objetivo de avaliar os efeitos marginais das rodovias sobre comunidades vegetais e animais em fragmentos no sul do Estado de Minas Gerais. Esta dissertação representa parte deste projeto que visa avaliar os efeitos marginais de rodovias sobre os mamíferos de médio e grande porte. Acreditamos que o desenvolvimento do nosso trabalho representa uma importante contribuição para ecologia de estradas no Brasil, já que de maneira diferenciada, buscamos entender os efeitos causados sobre a fauna que ocupa os habitats adjacentes às rodovias.

REFERÊNCIAS

- ALTRICHTER, M.; BOAGLIO, G. I. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. **Biological Conservation**, Oxford, v. 116, n. 2, p. 217-225, Apr. 2004.
- ATWOOD, T. C. et al. Modeling connectivity of black bears in a desert sky island archipelago. **Biological Conservation**, Oxford, v. 144, n. 12, p. 2851-2862, Sept. 2011.
- BAGER, A. et al. Fauna selvagem e atropelamento - diagnóstico do conhecimento brasileiro. In: BAGER, A. (Ed.). **Áreas protegidas: repensando escalas de atuação**. Porto Alegre: Armazém Digital, 2007. v. 1, p. 49-62.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. C. M. Ecologia de estradas no Brasil – contexto histórico e perspectivas futuras. In: BAGER, A. et al. (Ed.). **Ecologia de estradas**. Lavras: Editora da UFLA, 2012. v. 1, p. 14-33.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. C. M. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 53, n. 1, p. 31-38, Feb. 2013.
- BENN, B.; HERRERO, S. Grizzly bear mortality and human access in Banff and Yoho National Parks, 1971-98. **Ursus**, Washington, v. 13, n. 1, p. 213-221, Feb. 2002.
- COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, New York, v. 54, n. 1, p. 689-699, July 2008.
- COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. **Journal of Transport Geography**, London, v. 15, n. 5, p. 396-406, Sept. 2007.
- COLCHERO, F. et al. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 158-166, Apr. 2011.

CUSHMAN, S. A.; LEWIS, J. S. Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 25, n. 10, p. 1613-1625, Oct. 2010.

DA ROSA, C. A.; BAGER, A. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. **Journal of Environmental Management**, London, v. 97, n. 1, p. 1-5, Apr. 2012.

DORNAS, R. A. P. et al. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: BAGER, et al. (Ed.). **Ecologia de estradas**. Lavras: Editora da UFLA, 2012. v. 1, p. 139-152.

EIGENBROD, F.; HECNAR, S. J.; FAHRIG, L. Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-18, Dec. 2009.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 21, June 2009.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 29, n. 1, p. 207-231, Nov. 1998.

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 1, p. 36-46, Feb. 2000.

FORMAN, R. T. T. et al. **Road ecology: science and solutions**. Washington: Island, 2003. 481 p.

GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, Bangalore, v. 93, n. 11, p. 1587-1595, Dec. 2007.

GURARIE, E. et al. Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. **Oecologia**, Berlin, v. 165, n. 4, p. 891-903, Jan. 2011.

HUIJSER, M. P.; BERGERS, P. J. M. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. **Biological Conservation**, Oxford, v. 95, n. 1, p. 111-116, Aug. 2000.

KINNAIRD, M. F. et al. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 1, p. 245-257, Feb. 2003.

LAURANCE, W. F. et al. Impacts of roads and hunting on central African Rainforest Mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 20, n. 4, p. 1251-1261, Aug. 2006.

LAURANCE, W. F. et al. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in african rainforests. **Conservation Biology**, Boston, v. 22, n. 1, p. 721-732, Jan. 2008.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 12, p. 659-669, Dec. 2009.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS C. S.; DRUMMOND G. M. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 1. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. 511 p.

MCGREGOR, R. L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. Do small mammals avoid roads because of the traffic? **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 1, p.117-123, Dec. 2008.

MORRISON, J. C. et al. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 88, n. 6, p. 1363-1380, Dec. 2007.

NOVELLI, R.; TAKASE, E.; CASTRO, V. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR 471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 5, n. 3, p. 441-454, Feb. 1988.

PARENDES, L. A.; JONES, J. A. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 1, p. 64-75, Feb. 2000.

ROEDENBECK, I. A. et al. The Rauschholzhausen agenda for road ecology. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 12, n. 1, p. 1-21, June 2007.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. **Ecological Applications**, Washington, v. 21, n. 2, p. 589-600, Jan. 2011.

SERA, B. Road-side herbaceous vegetation: life history groups and habitat preferences. **Polish Journal of Ecology**, Lomianki, v. 58, n. 1, p. 69-79, Jan. 2010.

WHITTINGTON, J.; ST. CLAIR, C. C.; MERCER, G. Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 9, n. 1, p. 4, June 2004.

SEGUNDA PARTE

**EFEITOS MARGINAIS DE RODOVIAS SOBRE A OCUPAÇÃO
DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE**

Ana Carolina Resende Maia^{1,2} e Alex Bager¹

¹*Setor de Ecologia, Universidade Federal de Lavras. Campus*

Universitário.

37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

²Endereço para correspondência: anacmaiabio@gmail.com

“Este artigo foi submetido para o periódico científico *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*”

RESUMO

As rodovias são atividades humanas que afetam diversos aspectos da fauna selvagem causando modificações em nível de indivíduos, populações e comunidades. Estudos vêm sendo desenvolvidos para entender a relação entre rodovias e seus efeitos sobre a distribuição da fauna nos habitats de entorno. Entretanto, ainda não foram encontrados padrões de resposta aos efeitos marginais de rodovias. A partir disso, avaliamos a influência de rodovias sobre a distribuição de mamíferos de médio e grande porte nos habitats de entorno buscando identificar os fatores mais importantes para determinação da ocupação da comunidade. Nós observamos que a ocupação da comunidade foi significativamente maior nas faixas intermediárias (50 a 200m) que nas faixas mais distantes da rodovia (além 200m). A distância da borda dos fragmentos, tipo de matriz de paisagem de entorno e distância da rodovia representam os fatores que mais afetaram a distribuição da comunidade no ambiente. A ocupação foi determinada pela influência mútua destes fatores demonstrando que a rodovia não representa o principal determinante para uso e seleção de habitat para as espécies. Nossos resultados sugerem que fatores, direta ou indiretamente, relacionados a atividades humanas são os principais responsáveis por determinar a ocupação da mastofauna de médio e

grande porte. A identificação dos fatores que moldam a distribuição das populações e comunidades representa uma etapa fundamental para o conhecimento das relações entre a fauna selvagem e os efeitos marginais de rodovias.

PALAVRAS-CHAVE: mastofauna, distribuição espacial, impacto humano, matriz, paisagem.

INTRODUÇÃO

Os mamíferos de médio e grande porte são componentes fundamentais das comunidades por desempenharem importantes funções biológicas e ecológicas, como relações tróficas da cadeia alimentar (Johnson, Isaac & Fisher, 2007), disponibilidade de recursos (Wilmers *et al.*, 2003) e interações competitivas (Harihar, Pandav & Goyal, 2011) que determinam a estruturação das comunidades (Ahumada *et al.*, 2011). Além disto, muitas espécies são consideradas “espécies-chave” sendo foco de atividades conservacionistas e contribuindo para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação (Trisurat *et al.*, 2010).

O grupo é particularmente suscetível a atividades humanas (Laurance *et al.*, 2006; Morrison *et al.*, 2007). Esta vulnerabilidade é resultado da amplificação dos efeitos negativos dos impactos antrópicos em função de algumas características biológicas e ecológicas, tais como ampla área de vida, alta mobilidade, longo tempo de geração, baixas densidade populacional e taxa reprodutiva (Rytwinski & Fahrig, 2011). Interesses sócio-econômicos por indivíduos do grupo também potencializam os impactos antrópicos, tais como caça e exploração de recursos naturais (Laurance *et al.*, 2006).

As rodovias são estruturas que afetam o grupo em diversos aspectos causando modificações em nível de indivíduos, populações e comunidades (Kinnaird *et al.*, 2003; Whittington, St Clair & Mercer, 2004; Laurance *et al.*, 2006). Avaliações dos efeitos marginais de rodovias demonstram que, de maneira geral, mamíferos de médio porte apresentam efeitos negativos ou neutros enquanto os grandes mamíferos são, na maioria das vezes, negativamente afetados (Linkie *et al.*, 2008; Fahrig & Rytwinski, 2009). Os efeitos negativos são caracterizados pela tendência das espécies evitarem ocupar habitats próximos à rodovia em função da vulnerabilidade aos seus impactos diretos e indiretos (Colchero *et al.*, 2011).

A relação entre rodovias e seus efeitos sobre a distribuição da fauna selvagem em habitats de entorno tem interessado muitos pesquisadores (Fahrig & Rytwinski, 2009). No geral, é observado que mamíferos de médio e grande porte evitam ocupar áreas próximas a rodovias, tanto em regiões temperadas (Hujiser & Bergers, 2000; Rogala *et al.*, 2011) quanto em regiões tropicais (Altrichter & Boaglio, 2004; Linkie *et al.*, 2008; Colchero *et al.*, 2011). Porém, alguns trabalhos mostram que habitats próximos ao impacto são frequentemente utilizados para deslocamento (Kaartinen, Kojola & Colpaert, 2005), proteção contra predadores e ocupação (Berger, 2007). Portanto, ainda

não foram encontrados padrões de resposta aos efeitos marginais de rodovias sobre o grupo.

Os efeitos de rodovias podem estender-se desde poucos metros até alguns quilômetros a partir do limite rodovia-habitat (Eigenbrod, Hecnar & Fahrig, 2009). A delimitação precisa desta zona de efeito ainda é uma tarefa complexa por estar condicionada à interferência de diversos fatores bióticos e abióticos. Diversos estudos mostram que características da paisagem influenciam especialmente a distribuição da fauna e podem atuar como os fatores determinantes para a ocupação das espécies em áreas sob influência direta das rodovias (Kaartinen *et al.*, 2005; Cushman & Lewis, 2010).

Discussões acerca da relação entre a fauna e as atividades antrópicas têm destacado a necessidade de avaliações de impacto em fina escala espacial (Karanth *et al.*, 2010; Carter *et al.*, 2012). Considerando que as faixas mais próximas às rodovias são consideradas importantes para a seleção e ocupação de habitat pelo grupo e apontadas como áreas potenciais para investigações dos impactos, acreditamos que avaliações pontuais dos efeitos marginais de rodovias (faixas estreitas próximas à rodovia) contribuam para ampliar o entendimento das respostas e sejam de fundamental interesse para entender como as

rodovias afetam a distribuição das populações e comunidades (Kaartinen *et al.*, 2005; Graham *et al.*, 2010).

O nosso objetivo foi avaliar a influência de rodovias sobre a distribuição de mamíferos de médio e grande porte nos habitats de entorno. Considerando que as espécies do grupo evitam áreas próximas à rodovia, partimos do pressuposto de que a distância da rodovia é o principal determinante da distribuição do grupo (Cushman & Lewis, 2010). Nós esperávamos que a ocupação da comunidade fosse positivamente relacionada com a distância da rodovia. Avaliamos também a influência das características de paisagem na ocupação testando a hipótese de que estes fatores seriam secundariamente determinantes da distribuição do grupo. Acreditamos que a identificação dos fatores que moldam a distribuição da comunidade é uma etapa fundamental para entender as respostas aos efeitos marginais de rodovias.

Nossas investigações contribuem para o entendimento das respostas da fauna aos impactos de rodovias, principalmente a mastofauna de médio e grande porte. Além disso, desenvolvemos este trabalho em uma região ainda pouco estudada, localizada em dois *hotspots* brasileiros de biodiversidade, a Mata Atlântica e o Cerrado. A partir disso, consideramos que nossos esforços fornecem informações

que representam uma ferramenta importante para subsidiar planos de manejo, mitigação e conservação da biodiversidade.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Realizamos nosso estudo em duas rodovias do sul do estado de Minas Gerais, Brasil. A BR 383 é uma rodovia federal localizada entre São Sebastião da Vitória (21°13'44"S, 44°22'32" W) e São Vicente de Minas (21°41'50" S, 44°26'20" W) enquanto a MG 354 é uma rodovia estadual localizada entre Luminárias (21°30'22" S, 44°54'57" W) e Bom Sucesso (21°02'03" S, 44°46'33" W). Denominamos como MG 354 o trecho composto por distintas rodovias (MG 352 e MG 354). Ambas as rodovias possuem duas faixas de rodagem pavimentadas com mesmo tráfego de veículos (BR 383 = 235±35 veículos/dia; MG 354 = 240±50 veículos/dia). A vegetação das áreas de entorno é caracterizada por um mosaico de fragmentos de Cerrado e de Mata Atlântica imersos em matriz de pastagem e cultivo agrícola. O clima é do tipo Cwa de Köppen caracterizado como temperado chuvoso com verões chuvosos e invernos secos.

AMOSTRAGENS

Selecionamos cinco áreas florestais seccionadas por cada rodovia, totalizando 10 áreas de amostragem. Em cada área tivemos dois fragmentos de amostragem, um à direita e outro à esquerda da rodovia, sendo 20 fragmentos em nosso estudo.

Entre janeiro de 2010 e março de 2011, amostramos sazonalmente ($n=5$) durante quatro dias espécies cada fragmento. Para avaliar os efeitos da rodovia sobre a distribuição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte delimitamos um transecto de 300 metros perpendicular à rodovia em cada fragmento. Instalamos 12 armadilhas fotográficas equidistantes 20 metros em cada transecto, sendo a primeira distante, aproximadamente, 30 metros do limite fragmento-rodovia. Utilizamos armadilhas fotográficas da marca Tigrinus® com sensor infravermelho de movimento. As câmeras funcionaram 24h por dia com intervalo de disparo de 30 segundos.

Desde a instalação até a retirada das armadilhas fotográficas obtivemos um esforço amostral total de 5760 armadilhas/noite/fragmento. De cada fotografia registramos: ponto de coleta (rodovia, fragmento, ponto amostral), espécie, data e horário do disparo.

COVARIÁVEIS

Avaliamos parâmetros ambientais de paisagem que podem influenciar os mamíferos de médio e grande porte (Tobler, Carrillo-Percastegui & Powell, 2009). Utilizamos como covariáveis a distância da rodovia, distância da borda do fragmento, declividade do terreno, densidade e riqueza da vegetação, tipo de matriz de entorno mais próxima, tamanho e forma dos fragmentos (Tabela 1). Consideramos como distância da rodovia a menor distância linear entre o ponto amostral e a rodovia. Da mesma maneira, consideramos como distância da borda a menor distância entre o ponto amostral e a borda do fragmento sem contato com a rodovia. Mensuramos as distâncias da rodovia e da borda do fragmento utilizando imagem de satélite RapidEye com resolução espacial de cinco metros no programa ArcGis 9.3.

Consideramos como declividade do terreno a variação da altitude entre os pontos amostrais. Obtivemos a altitude, utilizando um GPS com altímetro barométrico e erro máximo de 5 m. Medimos a densidade da vegetação (m^2/ha) em parcelas circulares de 3 metros de raio em cada ponto amostral considerando todas as árvores vivas com DAP (diâmetro a altura do peito 1.30 m) maior ou igual a 5 cm. Calculamos a densidade da vegetação de cada parcela utilizando a razão

da soma da área basal ($AB = \pi * r^2$) das árvores pela área da parcela (0.0028 ha). Medimos a riqueza de espécies considerando o número de espécies vegetais dentro da cada parcela.

Para as covariáveis tipo de matriz de entorno, área e circularidade dos fragmentos, consideramos cada fragmento como uma unidade amostral. Classificamos a matriz do entorno em quatro tipos: agricultura rotativa, pastagem, café e eucalipto. Obtivemos o tamanho de cada fragmento calculando a área total de cobertura florestal por meio das imagens de satélite. Para avaliar a forma, calculamos o índice de circularidade pela fórmula: $C = A * 4\pi / P^2$, sendo A = tamanho da área do fragmento e P = perímetro do fragmento.

ANÁLISE DE DADOS

Para verificar a existência de agrupamentos em função da proximidade entre alguns fragmentos ou da rodovia onde estão localizados avaliamos a similaridade destes quanto à composição de espécies e características de paisagem utilizando ANOSIM com medida de Jaccard no software Primer + Permanova 6. A partir desta análise, podemos verificar a necessidade de diferenciar os pontos amostrais localizados em fragmentos próximos ou na mesma rodovia para realização das posteriores análises.

Verificamos a eficiência das amostragens na representatividade da comunidade de médios e grandes mamíferos construindo uma curva de acumulação de espécies utilizando a ocorrência das espécies em cada dia de amostragem através do estimador de riqueza Chao1 com 1000 aleatorizações no software EstimateS 8. Para construção da curva agrupamos os dados de todos os fragmentos.

Para avaliar os efeitos marginais de rodovias e demais covariáveis sobre a comunidade consideramos cada ponto de captura como uma unidade amostral. Utilizamos como variável resposta as detecções das espécies (presença e ausência) em cada ponto. Definimos o período de 24h como o tempo mínimo entre a ocorrência de dois registros de captura independentes (detecções) (Tobler *et al.*, 2009). Consideramos como abundância o somatório dos registros fotográficos nas estações de amostragem, nas faixas de distância da rodovia e da borda dos fragmentos.

Em função da baixa taxa de detecção nas amostragens, agrupamos as histórias de detecção de todas as espécies registradas. Considerando que dados esparsos podem gerar estimativas tendenciosas por dificultarem a distinção entre verdadeiras ausências e não detecções da espécie, optamos por avaliar as repostas ao impacto de rodovias em

nível de comunidade (Mackenzie *et al.*, 2002; Pearson *et al.*, 2009; Peters *et al.*, 2010).

Avaliamos a distribuição espacial da comunidade, testando a variação da ocupação da comunidade e riqueza de espécies em relação à distância da rodovia e distância da borda dos fragmentos através do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis com Dunn a posteriori no software BioEstat 5.0. Utilizamos o mesmo teste para avaliar a variação temporal da ocupação e riqueza de espécies na comunidade. Consideramos como ocupação a abundância de registros fotográficos em todos os fragmentos agrupados. Utilizamos o nível de significância de 5%.

Utilizamos a análise de ocupação no programa PRESENCE (Versão 4.4; Hines, 2006) para identificar os fatores que mais influenciam a distribuição da comunidade nos habitats de entorno da rodovia buscando entender a relação entre ocupação e fatores determinantes (covariáveis) (Mackenzie *et al.*, 2006). Para isto assumimos que (1) os locais são fechados a mudanças em ocupação durante a estação de amostragem, (2) a probabilidade de detecção não difere entre pontos de amostragem, (3) espécies não são falsamente detectadas podendo ou não ser detectadas quando presentes e (4) detecções entre locais são independentes (Mackenzie *et al.*, 2002; 2006).

Delimitamos faixas de distância em relação à rodovia e à borda dos fragmentos que foram, posteriormente, utilizadas na construção dos modelos de ocupação. Utilizamos a análise de agrupamento em Cluster no software Primer + Permanova 6 com ANOSIM a posteriori para delimitar as faixas de distância. Desta forma, agrupamos as faixas mais similares quanto à abundância de registros possibilitando a identificação dos fatores responsáveis pela variação na ocupação entre as faixas de distância. Em relação à distância da rodovia as faixas utilizadas foram (1) 0 a 50 metros, (2) 50 a 200 metros e (3) 200 a 300 metros (ANOSIM, $p=0.001$), enquanto em relação à borda dos fragmentos foram (1) 0 a 60 metros e (2) 60 metros a 120 metros da borda dos fragmentos (ANOSIM, $p=0.01$).

Construímos modelos single-season para avaliar a influência da rodovia e das covariáveis de paisagem sobre a ocupação da comunidade. Considerando que utilizamos transectos nas amostragens, optamos por modelos single-season com autocorrelação espacial que consideram a possibilidade de dependência entre detecções em distintos pontos amostrais (Hines *et al.*, 2010). Nos modelos nós consideramos a ocupação como uma função da distância da rodovia, distância da borda dos fragmentos, declividade do terreno, riqueza e densidade da vegetação, tipo de matriz, tamanho e forma dos fragmentos (Tabela 1).

Construímos um conjunto de 26 modelos, sendo um modelo nulo como referência (ψ , p constantes), um modelo com ocupação constante e p variando nas amostragens [$\psi(\cdot)$, $p(\text{amostragens})$], oito modelos com a ocupação em função de covariáveis e p constante [$\psi(\text{covariável})$, $p(\cdot)$], oito modelos com a ocupação em função de covariáveis e p variando nas amostragens [$\psi(\text{covariável})$, $p(\text{amostragens})$], quatro modelos com a ocupação em função da interação de covariáveis e p variando nas amostragens [$\psi(\text{ncovariáveis})$, $p(\text{amostragens})$] e quatro modelos com a ocupação em função da interação de covariáveis e p constante [$\psi(\text{ncov})$, $p(\cdot)$].

Classificamos os modelos por Akaike Information Criterion (AIC), sendo o menor valor indicando o modelo mais parcimonioso. A classificação é feita a partir da subtração do AIC em relação ao modelo mais parcimonioso (ΔAIC). Selecionamos modelos com $\Delta\text{AIC} < 2$ com melhor suporte empírico (Anderson, Burnham & White, 1998). Os erros padrões e os intervalos de confiança dos melhores modelos foram derivados por bootstrapping utilizando o programa R.

RESULTADOS

A análise de similaridade mostrou que os fragmentos não diferem significativamente quanto à composição de espécies ($p=0.08$).

Não observamos a formação de grupos de fragmentos quanto à similaridade. Sendo assim, não diferenciamos os pontos amostrais em função da proximidade geográfica e ou da rodovia onde estão localizados para realização das modelagens de ocupação.

Registramos 134 capturas de 13 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Tabela 2). *Cuniculus paca* foi a espécie de maior ocorrência (n=44), seguida por *Sylvilagus brasiliensis* (n=27) e *Didelphis aurita* (n=17). As espécies menos registradas foram *Cerdocyon thous*, *Tamandua tetradactyla* e *Tayassu pecari* (n=1). *Cuniculus paca* e *Didelphis aurita* foram as únicas espécies registradas em todas as estações de amostragem (n=5). A curva de acumulação de espécies apresenta uma tendência de estabilização a partir do décimo quinto dia de amostragem com o registro de 13 espécies (Chao1=13.45±2.27 espécies).

As amostragens de outono apresentaram as maiores abundâncias de registros (Outono=44; inverno=34) e riqueza de espécies (Outono=11; inverno =8). Porém, não houve variação temporal significativa na abundância (H=8.86; g.l.=4; p=0.06) e na riqueza de espécies (H=8.3; g.l.=4; p=0.08).

Ao contrário do esperado, observamos maior abundância de registros nas faixas intermediárias de distância da rodovia (100 a 200 m;

N=37) enquanto a faixa mais distante da rodovia apresentou menor abundância de registros (250 a 300 m; N=1). A abundância de registros fotográficos foi significativamente maior nas faixas intermediárias (50 a 200 m) que nas faixas mais distantes da rodovia ($H=21.2$; g.l.=5; $p<0.01$) (Figura 1a).

De maneira similar, houve maior riqueza de espécies nas faixas intermediárias de distância da rodovia (50 a 100 metros =10 espécies; 100 a 150 metros =11 espécies). As faixas mais distantes da rodovia apresentaram as menores riquezas de espécies (250 a 300 metros =1 espécie; 200 a 250 metros =4 espécies). A riqueza de espécies foi significativamente maior nas faixas intermediárias (50 a 200 m) que nas faixas mais distantes da rodovia ($H=21.8$; g.l.=5; $p<0.01$) (Figura 1b).

Observamos maior abundância de registros nas faixas mais próximas da borda dos fragmentos (1 a 20 metros =42 registros; 20 a 40 metros =40 registros). As faixas mais distantes da borda dos fragmentos apresentaram menor abundância de registros (250 a 300 metros =1 registro; 200 a 250 metros=0). A abundância de registros foi significativamente maior na faixa mais próxima da borda (1 a 20m) que nas faixas mais distantes (além de 80m) ($H=26.8$; g.l.=6; $p<0.001$) (Figura 1c).

Encontramos a maior riqueza de espécies nas faixas mais próximas da borda dos fragmentos (1 a 20 metros =10 espécies; 20 a 40 metros =9 espécies) enquanto as faixas mais distantes apresentaram a menor riqueza (80 a 100 metros =1 espécie; além de 100 metros =0). A riqueza de espécie foi significativamente maior nas faixas mais próximas da borda dos fragmentos (1 a 20m e 40 a 60m) em comparação às faixas distantes (mais de 80m) ($H=29$; g.l.=6; $p<0.001$) (Figura 1d).

Dos 26 modelos candidatos três apresentaram fortes evidências de suporte dos dados ($\Delta AIC<2$; Tabela 3). Os melhores modelos mostram que a ocupação de mamíferos de médio e grande porte é mais fortemente influenciada pela distância da borda dos fragmentos, tipo de matriz de entorno e distância da rodovia. A covariável tipo de matriz de paisagem foi componente de todos os melhores modelos.

Os modelos de ocupação mostraram que a interação entre as covariáveis distância da borda dos fragmentos, tipo de matriz de entorno e distância da rodovia representa um importante fator para determinação da distribuição do grupo. A probabilidade de detecção de mamíferos de médio e grande porte varia em função das amostragens demonstrando a importância do fator temporal na detecção das espécies ($p_{\text{estação1}}=0.37\pm 0.15$; $p_{\text{estação2}}=0.90\pm 0.015$; $p_{\text{estação3}}=0.81\pm 0.18$; $p_{\text{estação4}}=0.79\pm 0.20$; $p_{\text{estação5}}=0.39\pm 0.12$).

As demais covariáveis não foram determinantes para a ocupação do grupo, quando comparadas à distância da borda, tipo de matriz e distância da rodovia. Os modelos que consideraram a ocupação como uma função de densidade e riqueza da vegetação, declividade, circularidade e área dos fragmentos não apresentaram bom suporte dos dados ($AIC > 5.96$). Os modelos considerando a área dos fragmentos como um preditor da ocupação da comunidade apresentaram o pior suporte dos dados ($AIC > 28.54$).

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que a comunidade de mamíferos de médio e grande porte ocupou, principalmente, as faixas intermediárias de distância da rodovia refutando a hipótese de que a distribuição do grupo seria positivamente relacionada à distância da rodovia. Observamos que o tipo de matriz de entorno é um importante preditor para a ocupação da comunidade juntamente com a distância da rodovia e distância da borda dos fragmentos.

As espécies selvagens apresentam variados padrões de distribuição espacial em resposta a fatores ambientais, interações biológicas e interferências de atividades humanas (Real *et al.*, 2003). É importante entender como as espécies respondem individualmente aos

impactos humanos, porém defendemos que a compreensão em nível de comunidade é fundamental para a aplicabilidade dos resultados obtidos (Pearson *et al.*, 2009; Peters *et al.*, 2010). Isto porque tais informações subsidiam a elaboração de medidas capazes de reduzir os impactos sobre uma maior gama de espécies em vez de algumas poucas (Pearson *et al.*, 2009). Portanto, entender os efeitos marginais de rodovias sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte representa uma ferramenta efetiva para tomadas de decisões, elaboração de planos de mitigação de impactos e conservação da biodiversidade.

A estabilização da curva de acumulação de espécies indica que o esforço amostral foi suficiente para conhecermos as espécies que compõem a comunidade. Em comparação a estudos realizados em ambientes de mesma formação vegetal encontramos menor riqueza de espécies em nossos fragmentos (Rocha & Dalponte, 2006; Prado, Rocha & Giudice, 2008). Acreditamos que a predominância de pequenos remanescentes florestais imersos em uma paisagem intensamente fragmentada e sob constante interferência de atividades humanas limitem a ocupação da área por algumas espécies mais sensíveis a estes aspectos, influenciando a riqueza na comunidade local (Kinnaird *et al.*, 2003; Lyra-Jorge, Ciocheti & Pivello, 2008).

As rodovias influenciam a estruturação e distribuição das populações e comunidades animais nos habitats de entorno (Altrichter & Boaglio, 2004; Colchero *et al.*, 2011). A maioria dos estudos mostra que as espécies ocupam preferencialmente áreas mais distantes das rodovias com uma zona de efeito variando em função de características biológicas, período reprodutivo, sexo, idade, ambiente e disponibilidade de recursos (Kaartinen *et al.*, 2005; Reynolds-Hogland *et al.*, 2007; Graham *et al.*, 2011; Rogala *et al.*, 2011). Porém, algumas espécies de mamíferos de maior porte podem ocupar habitats próximos à rodovia em resposta às características do ambiente, interações intra e interespecíficas, para facilitar o deslocamento ou em função da disponibilidade de recursos (Reynolds-Hogland *et al.*, 2007; Graham *et al.*, 2011).

Neste contexto, a maior ocupação das faixas intermediárias de distância da rodovia observada em nossos resultados indica que outros fatores podem determinar a distribuição da comunidade e não somente a presença deste impacto (Rogala *et al.*, 2011). Os modelos de ocupação também confirmam esta ideia demonstrando que a distância da rodovia é um fator determinante da probabilidade de ocupação da comunidade, mas não isoladamente conforme esperávamos. A ocupação foi

mutuamente influenciada pelo tipo de matriz de entorno, distância da borda dos fragmentos e distância da rodovia.

Estudos prévios mostram que as características de paisagem são fatores de extrema importância para seleção de habitat e distribuição das espécies nos ambientes naturais (Conde *et al.*, 2010). Ao contrário do esperado, observamos que as covariáveis de paisagem (tipo de matriz e distância da borda dos fragmentos) influenciaram primariamente a ocupação da comunidade juntamente com a distância da rodovia. Porém, conforme tem sido mostrado, em muitos casos a paisagem pode ser igualmente ou até mesmo mais importante na determinação da ocupação que a própria presença da rodovia (Theuerkauf *et al.*, 2003; Bowman *et al.*, 2010).

É inegável que rodovias afetam diretamente as comunidades que ocupam habitats próximos ao impacto, porém, em algumas situações, os seus efeitos indiretos (por ex. fragmentação e perda de habitat, atividades agrícolas no entorno, aumento da densidade humana) podem afetar mais significativamente a fauna local (Barbosa *et al.*, 2003). As rodovias não deixam de atuar como potenciais fontes de impactos, porém, passa a ser importante considerar que as modificações da paisagem causadas por sua construção e funcionamento podem afetar

mais fortemente a comunidade quando comparado aos efeitos da sua presença (Theuerkauf *et al.*, 2003; Bowman *et al.*, 2010).

A importância das características de paisagem como determinantes da ocupação da comunidade também foi demonstrada pela covariável tipo de matriz que compôs todos os melhores modelos. A matriz influencia a dinâmica e a distribuição das populações nos habitats que circunda em virtude, principalmente, da limitação do uso do habitat, exposição dos indivíduos a interações negativas, alteração na disponibilidade de recursos e, especialmente, aumento da suscetibilidade a humanos (Lewis *et al.*, 2011). Nossos resultados corroboram estudos que discutem a importância da composição da paisagem que circunda os fragmentos para a ocupação da mastofauna de médio e grande porte (Lyra-Jorge *et al.*, 2008; Lewis *et al.*, 2011).

Em ambientes intensamente fragmentados, como a nossa área de estudo, as espécies com ampla área de vida são obrigadas a utilizar mais frequentemente as matrizes de paisagem que conectam os remanescentes florestais. Considerando que a permeabilidade da matriz de paisagem está diretamente relacionada às características biológicas das espécies, a preferência por determinados tipos de paisagem pode influenciar diretamente a utilização e ocupação dos habitats pela comunidade em função da matriz que circunda os fragmentos (Watling *et al.*, 2011).

A distância da borda dos fragmentos também foi um importante preditor da ocupação da comunidade compondo dois dos três melhores modelos. As bordas são ambientes modificados por atividades humanas que são, de maneira geral, evitadas pela mastofauna de médio e grande porte como um mecanismo para reduzir a probabilidade de interações com atividades humanas (Kinnaird *et al.*, 2003; Theuerkauf *et al.*, 2003). Porém, ao contrário do esperado, observamos que a comunidade ocupou, principalmente, áreas mais próximas à borda dos fragmentos.

A maior ocupação da comunidade nas faixas mais próximas da borda pode ser atribuída às modificações da paisagem local. A intensa fragmentação da paisagem na região estudada reduz a qualidade e a quantidade de habitats disponíveis forçando comunidade a ocupar habitats menos propícios (próximos à borda). Além disto, devemos considerar que alguns fragmentos podem ser considerados inteiramente bordas não havendo diferenças suficientes entre as faixas de distância que possam resultar na variação na ocupação em relação à borda dos fragmentos, conforme esperado.

Nossos resultados mostram que fatores, direta ou indiretamente, relacionados a atividades humanas são os principais responsáveis por determinar a ocupação da mastofauna de médio e grande porte. Tais evidências não eliminam a importância das rodovias e outros fatores

sobre as comunidades em habitats marginais, apenas demonstram que os efeitos negativos de impactos podem ser intensificados pela presença de humanos e suas atividades (por exemplo, fragmentação e agricultura) (Kinnaird *et al.*, 2003; Theuerkauf *et al.*, 2003; Morrison *et al.*, 2007). Conforme tem sido discutido, é possível que as respostas aos impactos de rodovias possam estar mais relacionadas ao fato de as espécies evitarem a presença de humanos que o impacto propriamente dito (Altricher & Boaglio, 2004; Rogala *et al.*, 2011).

Corroborando outros estudos, acreditamos que áreas mais próximas à rodovia, compreendendo os primeiros 300 metros de distância, são importantes para seleção e ocupação de habitat da mastofauna de médio e grande porte (Kaartinen *et al.*, 2005; Graham *et al.*, 2010). Portanto, estudos desenvolvidos nestas estreitas faixas de distância representam uma fonte importante de informações que podem contribuir consideravelmente com iniciativas para mitigação de impactos de rodovias.

Entender os padrões de distribuição da comunidade em relação aos impactos das rodovias é uma tarefa complexa já que este nem sempre representa o preditor primário de influência sobre a fauna (Fahrig & Rytwinski, 2009). Acreditamos que a importância conjunta da rodovia e do tipo de matriz de paisagem ocorra em função de a

percepção da comunidade frente aos impactos sugerindo que ambas possam representar uma contínua matriz de paisagem responsável por influenciar a dinâmica e a seleção de habitat da comunidade. Além disso, a identificação dos fatores que moldam as distribuições das espécies representa uma etapa fundamental para o conhecimento das relações entre a fauna selvagem e os efeitos de atividades antrópicas. Visto a importância da matriz de paisagem e da borda dos fragmentos, ressaltamos a importância em considerar os aspectos da paisagem para planejamentos de atividades de manejo, mitigação de impactos e conservação da biodiversidade.

Investigações sobre os efeitos marginais de rodovias ainda são distribuídas desigualmente entre as regiões do planeta (Fahrig & Rytwinski, 2009). O desenvolvimento deste trabalho complementa a busca por informações acerca dos impactos de rodovias em uma região ainda pouco estudada e de singular importância para a biodiversidade mundial, o Cerrado e a Mata Atlântica. A busca por padrões de repostas aos impactos de rodovias em nível de comunidade permite a obtenção de resultados mais amplos e aplicáveis por meio do planejamento, desenvolvimento e implantação de medidas de mitigação efetivas. Em conclusão, nossos resultados representam uma ferramenta para

elaboração de planos de manejo, mitigação de impactos e conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahumada, J.A., Silva, C.E.F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W.R., Winarni, N. & Andelman, S.J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Phil. Trans. R. Soc. B.* **366**, 2703-2711.
- Altrichter, M. & Boaglio, G.I. (2004). Distribution and relative abundance of peccaries in the argentine chaco: Associations with human factors. *Biol. Conserv.* **116**, 217-225.
- Anderson, D.R., Burnham, K.P. & White, G.C. (1998). Comparison of akaike information criterion and consistent akaike information criterion for model selection and statistical inference from capture-recapture studies. *J. Appl. Stat.* **25**, 263-282.
- Barbosa, A.M., Real, R., Olivero, J., Vargas, J.M. (2003). Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the iberian peninsula. *Biol. Conserv.* **114**, 377-387.

- Berger, J. (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biol. Lett.* **3**, 620-623.
- Bowman, J., Ray, J.C., Magoun, A.J., Johnson, D.S. & Dawson, F.N. (2010). Roads, logging and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Can. J. Zool.* **88**, 454-467.
- Carter, N. H., Shresthab, B. K., Karkic, J. B., Pradhand, N. M. & Liua, J. (2012). Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *PNAS.* **109**, 15360–15365.
- Colchero, F., Conde, D.A., Manterola, C., Chavez, C., Rivera, A. & Ceballos, G. (2011). Jaguars on the move: Modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the mayan forest. *Anim. Conserv.* **14**, 158-166.
- Conde, D.A., Colchero, F., Zarza, H., Christensen, N.L., Sexton, J.O., Manterola, C., Chaves, C., Rivera, A., Azuara, D.m Ceballos, G. (2010). Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biol. Conserv.* **143**, 1980–1988.
- Cushman, S.A. & Lewis, J.S. (2010). Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. *Landscape Ecol.* **25**, 1613–1625.

- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. & Fahrig, L. (2009). Quantifying the road-effect zone: Threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecol. Soc.* **14**, 24.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecol. Soc.* **14**, 21.
- Graham, K., Boulanger, J., Duval, J. & Stenhouse, G. (2010). Spatial and temporal use of roads by grizzly bears in west-central Alberta. *Ursus*. **21**, 43-56.
- Harihar, A., Pandav, B. & Goyal, S.P. (2011). Responses of leopard *Panthera pardus* to the recovery of a tiger *Panthera tigris* population. *J. Appl. Ecol.* **48**, 806-814.
- Hines, J. E. (2006). PRESENCE: software to estimate patch occupancy and related parameters. U.S. Geological Survey, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland, USA. (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>).
- Hines, J.E., Nichols, J.D., Royle, J.A., Mackenzie, D.I., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S. & Karanth, K.U. (2010). Tigers on trails: Occupancy modeling for cluster sampling. *Ecol. Appl.* **20**, 1456-1466.

- Huijser, M.P. & Bergers, P.J.M. (2000). The effect of roads and traffic on hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biol. Conserv.* **95**, 111–116.
- Johnson, C.N., Isaac, J.L. & Fisher, D.O. (2007). Rarity of a top predator triggers continent-wide collapse of mammal prey: Dingoes and marsupials in Australia. *P. Roy. Soc. B.-Biol. Sci.* **274**, 341-346.
- Kaartinen, S., Kojola, I. & Colpaert, A. (2005). Finnish wolves avoid roads and settlements. *Ann. Zool. Fennici.* **42**, 523-532.
- Karanth, K. K., Nichols, J. D., Karanth, U., Hines, J. E., & Christensen Jr., N. L. (2010). The shrinking ark: patterns of large mammal extinctions in India. *Proc. R. Soc.* **277**, 1971–1979.
- Kinnaird, M.F., Sanderson, E.W., O'Brien, T.G., Wibisono, H.T. & Woolmer, G. (2003). Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conserv. Biol.* **17**, 245-257.
- Laurance, W.F., Croes, B.M., Tchignoumba, L., Lahm, S.A., Alonso, A., Lee, M., Campbell, P. & Ondzeano, C. (2006). Impacts of roads and hunting on central african rainforest mammals. *Conserv. Biol.* **20**, 1251-1261.

- Lewis, C.W., Hodges, K.E., Koehler, G.M. & Mills, L.S. (2011). Influence of stand and landscape features on snowshoe hare abundance in fragmented forests. *J. Mammalogy*. **92**, 561–567
- Linkie, M., Haidir, I.A., Nugroho, A. & Dinata, Y. (2008). Conserving tigers *Panthera tigris* in selectively logged Sumatran forests. *Biol. Conserv.* **141**, 2410-2415.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G. & Pivello, V.R. (2008). Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodivers. Conserv.* **17**, 1573–1580.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.N.B., Drodge, S., Royle, J.A. & Langtimm, C.A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**, 2248-2255.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. & Hines, J.E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. San Diego, California, USA, Academic Press.
- Morrison, J.C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D.S. & Lamoreux, J.F. (2007). Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *J. Mamm.* **88**, 1363-1380.
- Pearson, D. L., Anderson, C. D., Mitchell, B. R., Rosenberg, M. S., Navarrete, R., Coopmans, P. (2009). *Testing Hypotheses of Bird*

- Extinctions at Rio Palenque, Ecuador, with Informal Species Lists. *Conserv. Biol.* **24**, 500-510.
- Peters, V. E., Mordecai, R., Carroll, C. R., Cooper, R. J. & Greenberg, R. (2010). Bird community response to fruit energy. *J. Anim. Ecol.* **79**, 824-835.
- Prado, M.R., Rocha, E.C. & Giudice, G.M.L. (2008). Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *R. Árvore.* **32**, 741-749.
- Real, R., Barbosa, A.M., Porras, D., Kin, M.S., Márquez, A.L., Guerrero, J.C., Palomo, L.J., Justo, E.R. & Vargas, J.M. (2003). Relative importance of environment, human activity and spatial situation in determining the distribution of terrestrial mammal diversity in Argentina. *J. Biogeogr.* **30**, 939-947.
- Reynolds-Hogland, M.J., Mitchel, M.S., Powell, R.A. & Brown, D.C. (2007). Selection of den sites by black bears in the Southern Appalachians. *J. Mammalogy.* **88**, 1062–1073.
- Rocha, E.D. & Dalponte, J.C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *R. Árvore.* **30**, 669-678.
- Rogala, J.K., Hebblewhite, M., Whittington, J., White, C.A., Coleshill, J. & Musiani, M. (2011). Human activity differentially redistributes

- large mammals in the canadian rockies national parks. *Ecol. Soc.* **16**, 16.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. (2011). Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecol. Appl.* **21**, 589-600.
- Theuerkauf, J., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Gula, R. (2003). Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza forest (Poland). *J. Wildlife Manage.* **67**, 706-716.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percestequi, S.E. & Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *J. Trop. Ecol.* **25**, 261-270.
- Trisurat, Y., Pattanavibool, A., Gale, G.A. & Reed, D.H. (2010). Improving the viability of large-mammal populations by using habitat and landscape models to focus conservation planning. *Wildlife Res.* **37**, 401-412.
- Watling, J.I., Nowakowski, A.J., Donnelly, M.A. & Orrock, J.L. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecol. Biogeogr.* **20**, 209-217.
- Whittington, J., St Clair, C.C., Mercer, G. (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecol. Soc.* **9**, 4.

Wilmers, C.C., Crabtree, R.L., Smith, D.W., Murphy, K.M. & Getz, W.M. (2003). Trophic facilitation by introduced top predators: Grey wolf subsidies to scavengers in yellowstone national park. *J. Anim. Ecol.* **72**, 909-916.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 1. Covariáveis de paisagem utilizadas para avaliar os efeitos marginais de rodovias sobre a ocupação de mamíferos de médio e grande porte.

Covariável	Abreviação	Tipo	Amplitude	Descrição
Área do fragmento ^{ab}	Área	Numérica	26325 - 4423362 m ²	Tamanho dos fragmentos representado pela área total de cobertura florestal
Circularidade do fragmento ^{ab}	Circularidade	Numérica	0.03 - 0.15	Forma dos fragmentos calculada pelo índice de circularidade
Declividade do terreno ^{ab}	Declividade	Numérica	874 - 1163 m	Variação da altitude entre os pontos amostrais
Densidade da vegetação ^{ab}	Dens_veget	Numérica	0 - 178.9 m ² /hectare	Densidade de vegetação (m ² /ha) nas parcelas circulares
Distância da borda ^b	Dist_borda	Catagórica	0 - 123 m	Menor distância entre o ponto amostral e a borda do fragmento sem contato com a rodovia
Distância da rodovia ^b	Dist_rodovia	Catagórica	19.2 - 300.2 m	Menor distância linear entre o ponto amostral e a rodovia
Matriz de entorno ^{ab}	Matriz	Catagórica	Agricultura, Café, Eucalipto, Pastagem	Tipo de matriz de entorno mais próxima à borda de cada fragmento
Riqueza da Vegetação ^{ab}	Riq_veget	Numérica	0 - 10 espécies	Número de espécies vegetais dentro de cada parcela circular

^a **Covariável utilizada para todas as análises**

^b **Covariável utilizada na construção dos modelos de ocupação**

Tabela 2. Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte capturadas com as respectivas abundâncias observadas por estação de amostragem.

Ordem	Família	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5	Total
Artiodactyla	Tayassuidae						
	<i>Tayassu pecari</i>	0	1	0	0	0	1
	Cervidae						
	<i>Mazama americana</i>	2	1	0	0	0	3
Carnivora	Canidae						
	<i>Cerdocyon thous</i>	0	0	1	0	0	1
	Felidae						
	<i>Leopardus pardalis</i>	0	5	0	0	1	6
	Mustelidae						
	<i>Conepatus semistriatus</i>	0	2	0	0	0	2
	<i>Eira barbara</i>	0	0	1	0	2	3
	Procyonidae						
	<i>Nasua nasua</i>	1	4	4	2	0	11
Didelphimorphia	Didelphidae						
	<i>Didelphis albiventris</i>	0	2	1	0	2	5
	<i>Didelphis aurita</i>	1	3	6	1	6	17
Lagomorpha	Leporidae						
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	2	5	9	11	0	27
Rodentia	Cuniculidae						
	<i>Cuniculus paca</i>	1	17	7	14	5	44
Xenarthra	Dasypodidae						
	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	0	3	5	4	1	13
	Myrmecophagidae						
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	0	1	0	0	0	1
	Abundância total	7	44	34	32	17	134
	Riqueza total	5	11	8	5	6	13

Tabela 3. Modelos de ocupação Single-Season com autocorrelação espacial para mamíferos de médio e grande porte. Todos os modelos construídos são apresentados. AIC: Akaike Information Criterion, Δ AIC: diferença dos valores de AIC entre cada modelo e o melhor modelo, w : peso AIC do modelo, N par: número de parâmetros estimados, $-2l$: duas vezes a negativa de máxima verossimilhança.

Modelos	AIC	Δ AIC	w	N par	$-2l$
$\psi(\text{Dist_borda} + \text{Matriz}) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	646.11	0.00	0.3284	10	626.11
$\psi(\text{Matriz}) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	646.24	0.13	0.3077	9	628.24
$\psi(\text{Dist_rodovia} + \text{Dist_borda} + \text{Matriz}) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	647.30	1.19	0.1811	11	625.30
$\psi(\text{Dist_rodovia} + \text{Matriz}) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	648.16	2.05	0.1178	10	628.16
$\psi(\text{Dist_rodovia}) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	650.54	4.43	0.0358	9	632.54
$\psi(\text{Dist_rodovia} + \text{Dist_borda}) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	650.96	4.85	0.0285	10	630.96
$\psi(\cdot) \theta(\cdot) \theta'(\cdot) p$ (Amostragens)	651.68	5.57	0.0199	8	635.68

Figura 1. Distribuição espacial da abundância de registros fotográficos e riqueza de espécies: (a) Abundância de registros em função da distância da rodovia; (b) Riqueza de espécies em função da distância da rodovia; (c) Abundância de registros em função da distância da borda dos fragmentos; (d) Riqueza de espécies em função da distância da borda dos fragmentos.

