



**CLARISSA ALVES DA ROSA**

**EFEITO DE BORDA DE RODOVIAS EM  
PEQUENOS MAMÍFEROS DE FRAGMENTOS  
FLORESTAIS TROPICAIS**

**LAVRAS - MG**

**2012**

**CLARISSA ALVES DA ROSA**

**EFEITO DE BORDA DE RODOVIAS EM PEQUENOS MAMÍFEROS DE  
FRAGMENTOS FLORESTAIS TROPICAIS**

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**

**2012**

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

Rosa, Clarissa Alves da.

Efeito de borda de rodovias em pequenos mamíferos de  
fragmentos florestais tropicais / Clarissa Alves da Rosa. – Lavras:  
UFLA, 2012.

104 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Alex Bager.

Bibliografia.

1. Zona de efeito de rodovia. 2. Efeito de borda. 3. Captura-  
marcação-recaptura. 4. Fragmentação. 5. Ecologia florestal. I.  
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.5222



**CLARISSA ALVES DA ROSA**

**EFEITO DE BORDA DE RODOVIAS EM PEQUENOS MAMÍFEROS DE  
FRAGMENTOS FLORESTAIS TROPICAIS**

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 29 de fevereiro de 2012.

Dr. Andreas Kindel                      UFRGS

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada      UFLA

Dr. Alex Bager  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2012**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha mãe Maria Luiza e meus irmãos Gabriel e Rafael que sempre me apoiaram em minhas escolhas e decisões. Em especial a minha mãe que sempre ensinou com suas palavras e exemplos que não devemos deixar a espiritualidade de lado, mas que de nada vale olhar para o céu com fé se não vamos a luta.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Manejo e Conservação Ambiental que direta ou indiretamente auxiliaram na execução desse trabalho. Em especial aos amigos Ana Carolina e André que sempre levaram este trabalho como se fosse deles e foram fundamentais para sua execução, sobretudo nos longos e divertidos 250 dias de campo.

Ao LEMAF (UFLA) pela disponibilização das imagens de satélite, a Nathália Carvalho pela execução dos trabalhos que envolveram ecologia de paisagem e a Vilany Matillae sua equipe pela coleta de dados da vegetação.

Ao meu orientador Alex Bager pela amizade, apoio e conselhos e por sempre acreditar neste trabalho e na capacidade das pessoas envolvidas. Ao professor Marcelo Passamani pelos ensinamentos, treinamento de campo e conselhos profissionais durante a execução dessa dissertação.

A todos os professores e colegas do programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada da UFLA pelos ensinamentos, troca de idéias, amizade e momentos de descontração que tornam nosso trabalho mais prazeroso. Em especial, gostaria de agradecer a amizade e aos conselhos estatísticos do rola-bosteiro Filipe e da professora Carla Ribas.

Aos professores Andreas Kindel (UFRGS), Júlio Louzada e Marcelo Passamani por aceitarem o convite em participar da banca de defesa desta dissertação, bem como por suas valiosas contribuições a melhoria da qualidade deste trabalho.

A todos os proprietários que gentilmente cederam suas áreas para que o projeto pudesse ser realizado. Em especial a todos os amigos da cidade de Madre de Deus de Minas que nos receberam de coração aberto e deram todo apoio logístico para realização desse projeto. Em especial aos amigos Conrado, Tia Rosa e Cacá que nos acolheram em seus lares e nos trataram como família.

A Fapemig pelo apoio financeiro do projeto e a Capes pela bolsa de mestrado.

E finalmente a natureza! Que além de nos proporcionar a VIDA, enche diariamente nossos olhos com sua beleza e, como ecóloga apaixonada que sou, faz a minha existência ter uma linda razão de ser.

Obrigado a todos!

*“A ciência, como um todo, não é nada mais do que um refinamento do pensar diário”*

*Albert Einstein*

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Áreas de amostragem (pontos pretos) na rodovia BR 383, entre os municípios de São João del Rei e São Vicente de Minas (A) e na rodovia MG 354 e MG 335, entre os municípios de Bom Sucesso e Luminárias (B).....	72
Figura 2	Delineamento amostral representado dois fragmentos amostrados e disposição das armadilhas de captura de pequenos mamíferos.....	74
Figura 3	Regressão logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e riqueza de espécies (A) e número total de indivíduos considerando toda comunidade (B) de pequenos mamíferos.....	82
Figura 4	Regressão logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de <i>Akodon</i> sp. nas rodovias estudadas.....	83
Figura 5	Regressão logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de <i>Cerradomyssubflavus</i> nas rodovias estudadas.....	84
Figura 6	Regressão geométrica e logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de <i>Marmosopsincanus</i> nas rodovias estudadas.....	85
Figura 7	Regressão geométrica e logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de <i>Riphidomyssp.</i> nas rodovias estudadas.....	86

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 2

Tabela 1	Efeitos de rodovias sobre os diferentes grupos de vertebrados terrestres e voadores (exceto morcegos). Chamamos de “Classe” quando o efeito foi avaliado considerando a classe taxonômica (anfíbios, répteis, aves e mamíferos) sem distinção de subgrupos (ex. serpentes) ou espécie. DR: densidade de rodovias; HA: habitat acessível; VT: volume de tráfego; RT: ruído de tráfego; CQ: contaminação química; PV: Presença de veículo. Incluímos 0 para efeito neutro, + para efeito positivo, - para efeito negativo e ND para efeitos não documentados na literatura avaliada.....	50
----------	--	----

### CAPÍTULO 3

Tabela 1	Número de indivíduos das espécies registradas, incluindo machos, fêmeas e indivíduos de sexo indeterminado (indet.) nas rodovias amostradas. Nesta tabela os dados de recapturas de indivíduos no mesmo ponto de captura em uma mesma campanha de campo foram desconsiderados.....	79
Tabela 2	Resultado das regressões relacionando distância da rodovia com a riqueza, comunidade e ocorrência de espécies individuais (incluindo fêmeas e machos) de pequenos mamíferos nas rodovias estudadas. Incluímos 0 para efeito de borda neutro, + para efeito de borda positivo e - para efeito de borda negativo.....	81
Tabela 3	Critério de informação Akaike (AICc) para riqueza, comunidade e espécies individuais (incluindo fêmeas e machos). Modelos GLMM selecionados incluem fragmento e campanha de campo como efeito aleatório e distância da rodovia (R), distância da borda sem rodovia (B), matriz (M), densidade da vegetação (V), índice de borda (IB), tipo de armadilha (Ar) e altitude (Al) como efeitos fixo. Em sobrescrito estão as relações (positiva “+” ou negativa “-“) de cada variável de efeito fixo dentro dos modelos.*Melhores modelos com forte suporte a partir dos dados ( $\Delta_i < 2$ ; $\omega_i > 0,7$ )...	87

## SUMÁRIO

	<b>CAPITULO 1</b> .....	13
<b>1</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	14
<b>1.1</b>	<b>Fragmentação de Áreas Naturais</b> .....	14
<b>1.2</b>	<b>Fragmentação e Estradas</b> .....	16
<b>1.3</b>	<b>Fragmentação, Estradas e Pequenos Mamíferos</b> .....	18
<b>1.4</b>	<b>Ecologia de Estradas no Mundo e no Brasil</b> .....	20
<b>1.5</b>	<b>Ecologia de Estradas no Sul de Minas Gerais</b> .....	22
	<b>REFERENCIAS</b> .....	24
	<b>CAPITULO 2 Efeitos da fragmentação e degradação de habitat causados por rodovias sobre vertebrados terrestres e voadores:</b>	<b>uma</b> 28
	<b>revisão</b> .....	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	33
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	35
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	37
<b>3.1</b>	<b>Fragmentação de Habitat</b> .....	37
<b>3.2</b>	<b>Degradação de Habitat</b> .....	41
<b>3.2.1</b>	<b>Volume de Tráfego</b> .....	42
<b>3.2.2</b>	<b>Ruídos de Tráfego</b> .....	44
<b>3.2.3</b>	<b>Presença de veículo</b> .....	47
<b>3.2.4</b>	<b>Contaminação química</b> .....	48
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	52
	<b>REFERENCIAS</b> .....	54
	<b>CAPÍTULO 3 Efeito de borda de rodovias sobre comunidades de pequenos mamíferos tropicais</b> .....	66
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	69
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	71
<b>2.1</b>	<b>Área de Estudo</b> .....	71
<b>2.2</b>	<b>Amostragem de Pequenos Mamíferos</b> .....	72
<b>2.3</b>	<b>Amostragem das Variáveis Ambientais</b> .....	74
<b>2.4</b>	<b>Análise de Dados</b> .....	75
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	79
<b>3.1</b>	<b>Pequenos mamíferos</b> .....	79
<b>3.2</b>	<b>Variáveis ambientais</b> .....	80
<b>3.3</b>	<b>Efeito de Borda da Rodovia sobre Pequenos Mamíferos</b> .....	80
<b>3.4</b>	<b>Resposta dos Pequenos Mamíferos às Variáveis Ambientais</b> .....	87
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	89
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	95
	<b>REFERENCIAS</b> .....	97
	<b>APÊNDICES</b> .....	103

## RESUMO

Rodovias são agentes de fragmentação de alto impacto que afetam os ambientes físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas. Rodovias apresentam algumas peculiaridades, como o tráfego de veículos, que podem maximizar seus efeitos como agente de fragmentação. Sendo assim, tivemos por objetivo avaliar a fragmentação imposta por rodovias sobre comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos de mata no sul do Estado de Minas Gerais. No primeiro capítulo apresentamos uma compilação a respeito dos mecanismos de rodovias (perda de habitat, ruído, volume de tráfego e contaminação química) que mais afetam as populações e comunidades de vertebrados. Neste capítulo observamos que os mecanismos da rodovia são responsáveis pelo incremento nos efeitos de borda e barreira para mamíferos, aves e anfíbios. Diferente de outros agentes de fragmentação, a rodovia afeta também espécies mais tolerantes e com alta capacidade de deslocamento, através dos atropelamentos, tornando essa um agente de fragmentação capaz de afetar espécies com as mais variadas exigências ecológicas. No segundo capítulo deste trabalho buscamos avaliar quais as variáveis ambientais que afetam o número de pequenos mamíferos e identificar o efeito de borda de rodovia (neutro, positivo ou negativo) sobre esse grupo. Selecionamos 20 fragmentos florestais no sul de Minas Gerais, onde amostramos pequenos mamíferos em um gradiente de 300 metros na direção rodovia-fragmento (16 armadilhas equidistantes 20 metros) utilizando métodos de captura-marcação-recaptura. Realizamos modelos GLMM para avaliar os fatores ambientais (incluindo distância da rodovia) que afetam a distribuição de pequenos mamíferos e regressão via ajustamento de curva relacionando a riqueza e número de indivíduos com a distância da rodovia para avaliar o efeito de borda da rodovia. A distância da rodovia, a distância da borda sem rodovia e a matriz foram as variáveis ambientais que mais afetaram a distribuição de pequenos mamíferos. Essas são variáveis ligadas a quantidade e qualidade de recursos, sendo assim, acreditamos que a ocorrência de indivíduos esteja ligado a disponibilidade de recursos. O efeito de borda da rodovia foi positivo para toda comunidade e para *Akodon* sp. e *Cerradomyssubflavus* (incluindo machos e fêmeas). Para fêmeas de *Riphidomyss* sp. e *Marmosopsincanus* (com exceção de machos) o efeito de borda foi negativo. Já a riqueza, machos de *Marmosopsincanus* e *Riphidomyss* sp. (com exceção das fêmeas) sofreram um efeito neutro da borda da rodovia. Nossos resultados mostram que os efeitos de borda da rodovia possuem uma resposta específica para cada espécie. Acreditamos que isto esteja relacionado ao hábito das espécies, uma vez que houve um acréscimo do número de indivíduos de espécies terrestres nas bordas, enquanto houve um decréscimo das espécies arborícolas.

**Palavras-chave:** Efeito de borda. Zona de efeito de rodovia. Fragmentação. Captura-marcação-recaptura.

## ABSTRACT

Roads are high-impact agents of fragmentation that affect the physical, chemical and biological ecosystems. Roads have some peculiarities, such as vehicle traffic, which can maximize its effects as an agent of fragmentation. Therefore, our objective is study the fragmentation imposed by roads on communities of small mammals in forest fragments in the south of Minas Gerais State. In the first chapter we present a compilation of the mechanisms of roads (habitat loss, noise, traffic volume and chemical contamination) that most affect populations and communities of terrestrial and flying vertebrates. In this chapter we noted that the mechanisms of the roads are responsible for the increase in edge and barrier effects to mammals, birds and amphibians. Unlike other agents of fragmentation, roads also affect the more tolerant and high capacity displacement species through the roadkills, making it an agent of fragmentation that can affect species with varied ecological requirements. In the second chapter of this work we evaluate which environmental variables affect the number of small mammals and identify the effect of road edge (neutral, positive or negative) in this group. We select 20 forest fragments in southern Minas Gerais, where we sampled small mammals in a gradient of 300 meters toward road-fragment (16 traps equidistant 20 meters) using methods of capture-mark-recapture. We used GLMM models to evaluate environmental factors (including distance from the road) that affect the distribution of small mammals and regression relating the richness and number of individuals with the distance from the road to evaluate the effect of the road edge. The distance from the road, distance from the edge without road and matrix were the environmental variables that most affected the distribution of small mammals. These variables are linked to quantity and quality of resources, so we believe that the occurrence of individuals is related to resource availability. The effect of road edge was positive for the whole community, *Akodon* sp. and *Cerradomyssubflavus* (including males and females). For females of *Riphidomys* sp. and *Marmosopsincanus* (except for males) the edge effect was negative. The richness, male of *Marmosopsincanus* and *Riphidomyssp.* (except for females) had a neutral effect of the road edge. Our results show that the road edge effects have a specific response for each species. We believe this is related to the habit of species, since there was an increase in number of individuals of terrestrial species on the edge, while there was a decrease in arboreal species.

**Keywords:** Edge effect. Road effect zone. Fragmentation. Capture-mark-recapture.

## **CAPÍTULO 1**

## 1 REFERENCIAL TEÓRICO

### 1.1 Fragmentação de Áreas Naturais

Desde o surgimento da vida, a Terra sofreu cinco grandes eventos de extinção em massa onde foram perdidos mais de 75% das espécies devido a fenômenos naturais, como glaciações, transgressões e regressões marinhas, entre outros. Incluem-se nesses eventos a extinção dos dinossauros no Triássico e a extinção dos grandes mamíferos das Américas no Cretáceo. Estudos como o de Barnosky et al. (2011) levantam indícios de que estamos caminhando para o sexto grande evento de extinção em massa, este ocorrendo devido as atividades antrópicas humanas. Na atualidade, muitos são os motivos apontados como causadores de perda de populações e espécies, como a degradação de habitats, super exploração de espécies, introdução de espécies exóticas, aumento de doenças, entre outros. No entanto nenhum outro possui consequências negativas tão significativas como a fragmentação de áreas naturais (FAHRIG, 2003).

A perda de habitats ocasiona a fragmentação de áreas, resultando em uma paisagem com manchas de habitats naturais (fragmentos) situadas em diferentes posições da paisagem, rodeados por uma matriz de cobertura do solo diferentes da vegetação do fragmento. Atualmente vivemos uma realidade onde as áreas modificadas superam as áreas naturais em proporção do uso do solo. Na Ásia, Oceania e América do Sul, onde estão as maiores áreas naturais, sobretudo florestas tropicais, a cobertura de vegetação primária varia entre 3 a 30% da extensão da cobertura original (MYERS et al., 2000).

Os principais impactos da fragmentação sobre a biodiversidade estão relacionados aos efeitos de borda e barreira. O efeito de borda, ou efeito marginal, é qualquer alteração (positiva ou negativa) na riqueza, composição e abundância das espécies na porção marginal de um fragmento e ocorre

principalmente devido a alterações do micro clima na borda fragmento-matriz. Já o efeito barreira corresponde a separação ou rompimento de uma área, causando uma descontinuidade das populações das espécies que não conseguem transpor o objeto causador de tal rompimento e ocorre devido ao isolamento dos fragmentos (FAHRIG, 2003).

A alteração do micro clima ocorre devido a alteração nos fluxos físicos, como aumento dos níveis de radiação solar que chegam a superfície do solo (elevação da temperatura), alteração do regime de águas e fluxos de evapotranspiração, além da maior exposição da vegetação das bordas ao vento, levando a danos físicos diretos às plantas, redução da umidade e aumento da dissecação. Essas alterações físicas levam a uma modificação da composição de espécies vegetais e animais em muitas bordas de fragmentos que passam a ser dominadas por espécies exóticas ou espécies nativas tolerantes e muitas vezes sem interesse de conservação que possuem maior capacidade competitiva frente a espécies menos tolerantes (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; FAHRIG, 2003).

O isolamento dos fragmentos está relacionado com a redução populacional de inúmeras espécies. Devemos considerar o tempo de isolamento, pois as espécies são perdidas em um fragmento a medida que ocorrem as alterações físicas. Primeiro se perderão as espécies que dependem inteiramente da vegetação nativa, as que possuem grandes áreas de vida e que apresentam baixa densidade populacional, levando a alterações das interações biológicas, sobretudo competição e predação. Além disso, o isolamento resulta em populações menores do que seriam em áreas não isoladas, simplesmente devido ao habitat não suportar novos indivíduos, sobretudo juvenis, como suportaria antes da redução de área (PERNETTA et al., 2011). Outra questão importante do isolamento de populações é a perda de diversidade genética. A conservação da diversidade genética é um dos principais objetivos da biologia da conservação,

pois é ela que garante aos indivíduos a carga de genes necessária, para sobreviver as variações ambientais. No momento que uma população é reduzida, perde-se a variabilidade genética dos indivíduos, reduzindo a capacidade de perpetuação da população frente a seleção natural (AVISE, 1996).

No entanto, a magnitude dos efeitos de borda e barreira depende das exigências ecológicas de cada espécie e das características do fragmento, como tamanho, forma e matriz. A forma do fragmento está relacionada com a relação borda-núcleo e possui uma importância maior para pequenas áreas. Áreas de forma arredondada, por exemplo, terão menos borda que áreas de mesmo tamanho com forma alongada. A matriz está relacionada com a disponibilidade de recursos e mobilidade das espécies entre fragmentos. O tipo e porte da vegetação adjacente aos fragmentos são cruciais para muitas espécies, visto que a qualidade da matriz está diretamente relacionada com a permeabilidade da mesma por parte de diferentes espécies (GOMEZ et al., 2010; VERGARA, 2011). Além disso, devido a disponibilidade de recursos, a matriz pode facilitar a entrada de outras espécies (exóticas ou não) nas bordas dos fragmentos que alteram relações como competição e predação, sobretudo na borda fragmento-matriz (HELENO et al., 2011).

## **1.2 Fragmentação e Estradas**

Rodovias tem o objetivo de facilitar o deslocamento humano e consituemagentes de fragmentação de alto impacto. Sendo assim, junto com ela ocorre o incremento de áreas urbanas e agrícolas e exploração de recursos naturais que resultam em novas áreas fragmentadas (FORMAN et al., 2003). As principais peculiaridades da rodovia como um agente de fragmentação estão na própria superfície da rodovia e no tráfego de veículos. Diferente de uma matriz de cultivo que possui uma vegetação que pode ser habitada por algumas espécies

(PIRES et al., 2002), a rodovia constitui uma área antrópica não habitável para vertebrados. Concomitante a isso, o tráfego de veículos desencoraja a travessia de muitos animais que cruzariam a pista se não existisse esse tráfego (JAEGER et al., 2005).

Em fragmentos florestais associados a rodovia, o primeiro efeito ocorre sobre as comunidades vegetais que são menos diversas e formadas por espécies comuns a áreas antrópicas, além de espécies exóticas provenientes de veículos de carga, áreas agrícolas e urbanizadas (SERA, 2010). Para a fauna, as rodovias podem atuar como barreiras de dispersão (MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008) causando inacessibilidade a recursos (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2008) e fragmentação de populações, resultando na redução do tamanho e da persistência de populações e na alteração da estrutura e dinâmica de comunidades e ecossistemas (LAURANCE et al., 2008; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008; SERA, 2010). Os impactos podem variar de 35 a 2.800 metros para aves, anfíbios, répteis e grandes ungulados, de acordo com a espécie e características da rodovia (FORMAN; DEBLINGER, 2000; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009). Aves e anfíbios que vivem nas proximidades de empreendimentos rodoviários são também afetados por ruídos de veículos. Estes ruídos produzem sinais acústicos que afetam a reprodução, defesa, relações sociais, comportamento e a permanência das espécies nestes locais (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; PARRIS; SCHNEIDER, 2009).

Já os animais que possuem a capacidade de cruzar a rodovia possuem probabilidade de ser atropelados. Os atropelamentos são apontados como a principal causa de mortalidade de muitas espécies de vertebrados ocasionada por seres humanos, superando outras pressões naturais como a predação (BUJOCZEK; CIACH; YOSEF, 2011) e impactos como a caça (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Atropelamentos ocorrem devido a rodovia cortar o

habitat da espécie, interferindo no seu deslocamento natural e resultando em atropelamentos. As estradas são vistas, morfológica e funcionalmente, como corredores para muitas espécies, sobretudo mamíferos de médio e grande porte, que as utilizam como rota de deslocamento, aumentando a probabilidade de colisão da fauna com automóveis. Para aves, o atropelamento está relacionado ao voo (aves de voo baixo são mais suscetíveis) e a disponibilidade de recursos na rodovia (ERRITZOE; MAZGAJSKI; REJT, 2003). Já para répteis e anfíbios ocorrem perdas significativas principalmente em grandes eventos de dispersão para reprodução e dispersão de juvenis (MAZEROLLE, 2004). As carcaças, por sua vez, atraem carnívoros carniceiros, ampliando o risco de um novo atropelamento e gerando um ciclo de perda de diversidade (ANTWORTH; PIKE; STEVENS, 2005). De forma geral, animais que utilizam as rodovias, como rota de dispersão e possuem grande capacidade de deslocamento são mais afetados por atropelamento que animais que sofrem o efeito de borda e barreira (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; RYTWINSKI; FAHRIG, 2011).

### **1.3 Fragmentação, Estradas e Pequenos Mamíferos**

Os mamíferos possuem ampla distribuição geográfica, habitando todas as zonas climáticas do planeta, ao mesmo tempo em que constituem um dos grupos faunísticos mais ameaçados pela fragmentação florestal (GEHRING; SWIHART, 2003). Embora os mamíferos de grande porte possam sofrer impactos mais significativos por requerem grandes áreas de vida (GEHRING; SWIHART, 2003), os pequenos mamíferos também são afetados pela fragmentação de habitats e sujeitos a extinção (VIEIRA et al., 2009).

Estudos realizados com pequenos mamíferos nas regiões tropicais mostram que a resposta a fragmentação de habitats, independente do agente fragmentador, varia conforme o táxon, devido a diferentes exigências ecológicas

das espécies. Muitas espécies são intolerantes a matriz de cultivos agrícolas, enquanto outras se tornam extremamente abundantes nestes ambientes (PIRES et al., 2002). Espécies generalistas de habitat e tolerantes a fragmentação podem tornar-se mais abundantes em bordas de florestas, enquanto outras ficam restritas a áreas contínuas, onde existem ambientes de interior de floresta (VIEIRA et al., 2009). O grau de complexidade da vegetação também pode afetar significativamente a ocorrência de espécies em áreas fragmentadas (PIRES et al., 2002).

Em relação as estradas os estudos têm demonstrado que estas constituem fortes barreiras ecológicas para pequenos roedores, cessando o deslocamento de indivíduos entre lados opostos da rodovia (RICO; KINDLMANN; SEDLACEK, 2007; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008). Outros demonstram que a estrutura de comunidade se altera significativamente próxima as bordas das rodovias (GOOSEM, 2002; LAURANCE et al., 2008; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2008), servindo de habitat e aumentando a abundância de espécies generalistas de habitat (GOOSEM, 2002; RICO; KINDLMANN; SEDLACEK, 2007; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2008), enquanto as especialistas ficam restritas a áreas mais distantes (GOOSEM, 2002). A alteração da estrutura de comunidade próxima as bordas, quando a rodovia é o tipo de clareira considerada, é chamado zona de efeito da rodovia e possui uma extensão na direção rodovia-fragmento que pode ultrapassar 2,5 km para mamíferos, conforme o táxon considerado, embora esse efeito seja mais evidente nas proximidades da rodovia (até 100 metros) (LAURANCE et al., 2008; BISSONETTE; ROSA, 2009; BENÍTEZ-LÓPEZ; ALKEMADE; VERWEIJ, 2010). Essas mudanças podem ocorrer também nas estruturas sociais das populações, alterando a distribuição de machos e fêmeas em relação a distância da rodovia (FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009) ou em relação a faixa etária, onde juvenis podem

ser forçados a se dispersar para as bordas (GOOSEM, 2002; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009).

#### **1.4 Ecologia de Estradas no Mundo e no Brasil**

O transporte é uma das bases da sociedade moderna. Todos dependem e se conectam através de linhas de transporte que devem ser seguras e eficientes. Infelizmente, nossa dependência por rodovias e veículos é responsável por inúmeros impactos ambientais. Uma rodovia (*Road*) pode ser conceituada como uma clareira aberta para passagem de veículos, enquanto ecologia (*Ecology*) é o estudo das interações entre organismos e ambientes. O link entre rodovia (*Road*) e ecologia (*Ecology*), resultou no nascimento de uma disciplina da ecologia conhecida como “Ecologia de Estradas” (*Road Ecology*), através da união de pesquisadores das mais variadas áreas científicas, que tem realizado muitos avanços para entender quais os processos envolvidos na relação, rodovia-ambiente-biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

A compreensão das relações entre as estradas e o ambiente é, em essência, uma área de pesquisa multidisciplinar e de grande aplicabilidade. Entender essas relações é importante para a tomada de decisão no planejamento territorial, e em estratégias de conservação, envolvendo questões econômicas, sociais, ecológicas e políticas. A união de esforços entre pesquisadores, órgãos ambientais, gestores e concessionárias de empreendimentos rodoviários permite uma troca de informações segura e eficiente, a fim de que sejam implantadas medidas para minimizar os impactos ambientais e conter o declínio populacional dos diversos grupos taxonômicos impactados por empreendimentos lineares (ROEDENBECK et al., 2007).

Há algumas décadas esta disciplina da ecologia vem despertando interesse de pesquisadores que discutem sobre o tema e buscam medidas capazes

de mitigar os impactos causados pela construção e utilização de rodovias. Apesar do início destes estudos datarem mais de 70 anos atrás, a ecologia de estradas começou a se consolidar a partir da década de 90 (ROEDENBECK et al., 2007). Nos últimos 10 anos muitos avanços foram realizados, evidenciando as problemáticas entre rodovia-ambiente através de conferências e congressos realizados periodicamente na Europa (Infra Eco Network Europe International Conference on Ecology and Transportation), Estados Unidos (International Conference on Ecology and Transportation) e Brasil (Road Ecology Brazil), além do surgimento de inúmeros centros de investigação. Nestes eventos e centros de pesquisa é notável a participação de universidades e órgãos particulares e governamentais ligados a pesquisa, construção, manutenção e administração das estradas de rodagem.

No Brasil, os estudos desenvolvidos envolvendo ecologia de estradas são focados em atropelamento de vertebrados (ex. COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). Alguns grupos de fauna são ainda mais negligenciados que outros, como o caso dos anfíbios, os quais não são contemplados com nenhum trabalho publicado sobre o impacto de rodovias em espécies brasileiras, apesar da alta taxa de endemismo no país (MYERS et al., 2000). Os inúmeros trabalhos e revisões disponíveis na literatura são ainda essencialmente estrangeiros, e os nacionais restritos, a levantamentos com listas de animais atropelados que não retratam totalmente a complexidade dos efeitos das rodovias, dificultando diálogos e ações perante a sociedade e junto a órgãos governamentais e empresas responsáveis pela administração do sistema rodoviário brasileiro. No entanto, nos últimos dois anos, esta realidade tem se alterado com a publicação de importantes trabalhos brasileiros em revistas indexadas (ex. BAGER; ROSA, 2011; ROSA; BAGER, 2012). Porém, no geral, ainda importamos de regiões temperadas (Estados Unidos, Canadá e Europa) técnicas e medidas mitigadoras que não refletem os padrões relacionados a mega diversidade encontrada em

países tropicais como o Brasil (MYERS et al., 2000). Cabe ressaltar também que o Brasil é um país tipicamente agrário, em desenvolvimento que, segundo dados do Ministério dos Transportes (<http://www.transportes.gov.br/>), apresenta, junto com os Estados Unidos, a maior rede rodoviária das Américas. De acordo com a Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT) (<http://www.antt.gov.br>) pelo Anuário Estatístico de Transportes Terrestres de 2009, o Brasil apresentava de extensão em 2008 218.641 quilômetros de rodovias pavimentadas e 1.367.601 quilômetros não pavimentadas. Esses dados incluem rodovias e estradas federais, estaduais e municipais.

### **1.5 Ecologia de Estradas no Sul de Minas Gerais**

Em 2009 foi criado no município de Lavras o Grupo de Pesquisa em Ecologia de Estradas (GPEES), vinculado a Universidade Federal de Lavras, com o intuito de contribuir com o avanço da Ecologia de Estradas, dimensionando os impactos de rodovias segundo a realidade do Brasil como detentor de uma mega diversidade. Junto com a criação do GPEES foi aprovado a realização do projeto que resultou nessa dissertação de mestrado. O objetivo deste projeto foi avaliar a fragmentação imposta por estradas sobre comunidades vegetais e animais em fragmentos no sul do Estado de Minas Gerais. Especificamente para essa dissertação buscamos avaliar os efeitos da fragmentação de estradas sobre vertebrados terrestres e voadores em geral através da realização de um artigo de revisão (capítulo 2) que teve por objetivo avaliar a relativa importância dos diferentes mecanismos (tráfego de veículos, ruídos de tráfego, contaminação química, etc.) pelos quais a rodovia afeta indivíduos, populações e comunidades. No terceiro capítulo o objetivo foi avaliar os efeitos da fragmentação relacionados a efeitos de borda de rodovia

sobre pequenos mamíferos tropicais, através de um estudo de caso em fragmentos associados a rodovia no sul de Minas Gerais.

## REFERÊNCIAS

- ANTWORTH, R. L.; PIKE, D. A.; STEVENS, E. E. Hit and run: effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. **Southeastern Naturalist**, Steuben, v. 4, n. 4, p. 647-656, Dec. 2005.
- AVISE, J. C. Introduction: the scope of conservation genetics. In: AVISE, J. C.; HAMRICK, J. L. (Ed.). **Conservation genetics: case histories from nature**. New York: Chapman & Hall, 1996. p. 1-9.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. **Environmental Management**, New York, v. 47, n. 5, p. 851-858, Mar. 2011.
- BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, London, v. 471, p. 51-57, Mar. 2011.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; ALKEMADE, R.; VERWEIJ, P. A. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. **Biological Conservation**, Oxford, v. 143, n. 6, p. 1307-1316, Mar. 2010.
- BISSONETTE, J. A.; ROSA, A. S. Road zone effects in small-mammal communities. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-15, Dez. 2009.
- BUJOCZEK, M.; CIACH, M.; YOSEF, R. Road-kills affect avian population quality. **Biological Conservation**, Oxford, v. 144, n. 3, p. 1036-1039, Jan. 2011.
- 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, p. 689-699, July 2008.
- EIGENBROD, F.; HECNAR, S. J.; FAHRIG, L. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, p. 159-168, Jan. 2008.
- 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.

ERRITZOE, J.; MAZGAJSKI, T. D.; REJT, L. Bird casualties on European roads - a review. **Acta Ornithologica**, Warszawa, v. 38, n. 2, p. 77-93, Nov. 2003.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, Aug. 2003.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-19, Dec. 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, 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.

FUENTES-MONTEMAYOR, E. et al. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 78, p. 857-865, Nov. 2008.

GEHRING, M. T.; SWIHART, R. K. Body size, niche breadth, and ecologically scales responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, Oxford, v. 109, p. 283-295, Feb. 2003.

GOMEZ, D. et al. Movement distances of two species of sympatric rodents in linear habitats of Central Argentine agro-ecosystems. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 76, n. 1, p. 58-63, Feb. 2010.

GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: fragmentation, edge effects and traffic disturbance. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 29, n. 3, p. 277-289, Sept. 2002.

HELENO, R. et al. Frugivory and seed dispersal in the Galapagos: what is the state of the art? **Integrative Zoology**, Beijing, v. 6, n. 2, p. 110-129, June 2011.

JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 185, p. 329-348, Jan. 2005.

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

MAZEROLLE, M. J. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. **Herpetologica**, Austin, v. 60, n. 1, p. 45-53, Jan. 2004.

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

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

PARRIS, K. M.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-23, Dec. 2009.

PERNETTA, A. P. et al. Fine-scale population genetic structure and sex-biased dispersal in the smooth snake (*Coronella austriaca*) in southern England. **Heredity**, Edinburgh, v. 107, n. 3, p. 231-238, Sept. 2011.

PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v. 108, p. 229-237, Feb. 2002.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.

RICO, A.; KINDLMANN, R.; SEDLACEK, R. Road crossing in bank voles and yellow-necked mice. **Acta Theriologica**, Bialystok, v. 52, n. 1, p. 85-94, Jan. 2007.

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

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

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

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 18-32, Jan. 1991.

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.

VERGARA, P. M. Matrix-dependent corridor effectiveness and the abundance of forest birds in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, p. 1085-1096, Aug. 2011.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 1191-1200, Mar. 2009.

## **CAPÍTULO 2**

### **EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO E DEGRADAÇÃO DE HABITAT CAUSADOS POR RODOVIAS SOBRE VERTEBRADOS TERRESTRES E VOADORES: UMA REVISÃO**

## RESUMO

Rodovias são agentes de fragmentação e degradação de habitat de alto impacto, afetando as populações e comunidades naturais através da perda de habitat, tráfego de veículos, ruídos, poluição química, entre outros. As informações existentes na literatura demonstram que as respostas dos organismos às rodovias podem ser positivas, neutras ou negativas, com alguns grupos de fauna sendo mais afetados que outros. Sendo assim nosso objetivo foi avaliar qual a relativa importância dos diferentes mecanismos pelos quais a rodovia afeta indivíduos, populações e comunidades de vertebrados. Para isso realizamos uma compilação da literatura existente sobre os efeitos de rodovias em vertebrados terrestres e voadores. Avaliamos 128 trabalhos, que mostram que ruídos e volume de tráfego (através do atropelamento) são os mecanismos que mais afetam a abundância e comportamento de anfíbios juvenis e adultos, enquanto larvas e embriões são altamente suscetíveis a contaminantes químicos. Os répteis são um dos grupos menos estudados, mas esse parece ser beneficiado pelo incremento na densidade de rodovias, não sofrem efeito barreira e utilizam rodovias para atividades de estivação e construção de ninhos nos taludes. No entanto, estes comportamentos aumentam também a probabilidade de atropelamento para as espécies desse grupo. Aves são afetadas, sobretudo por ruídos, volume de tráfego e contaminantes químicos, embora sejam, menos suscetíveis a este último mecanismo que anfíbios. Os ruídos e volume de tráfego estão associados em aves ao incremento dos efeitos barreira e de borda, além de atropelamentos. Mamíferos de médio e grande porte são afetados pela densidade de rodovias (perda de habitat) e pelo volume de tráfego, que é responsável pelos efeitos barreira, de borda e atropelamentos. Pequenos mamíferos não são afetados de forma letal por contaminantes químicos. Este grupo sofre um efeito de borda neutro ou positivo e efeito barreira negativo devido a presença da rodovia, independente de ruídos e volume de tráfego. Em geral, o efeito de borda causado por volume de tráfego, ruídos ou contaminantes químicos é mais proeminente nos primeiros 100 metros para a maioria dos organismos. Organismos sedentários e com baixa capacidade de deslocamento que sofrem com o efeito de borda e barreira da rodovia, não são afetados por atropelamentos. Por sua vez, animais com alta capacidade de deslocamento percebem a rodovia como um ambiente permeável, realizando cruzamentos sobre a mesma e aumentando a probabilidade de atropelamento. Ainda existem lacunas para a maioria dos organismos de ambientes tropicais e principalmente para mecanismos relacionados as características da rodovia como largura da pista, velocidade máxima permitida, manutenção da vegetação adjacente, entre outros. Os trabalhos existentes mostram que as rodovias são agentes de alto impacto que além de afetarem as espécies comumente afetadas pela

fragmentação, afetam também as espécies mais tolerantes a áreas fragmentadas, através do aumento do contato entre animais e humanos, principalmente devido ao atropelamento.

**Palavras-chave:** Ruído de tráfego. Volume de tráfego. Contaminação química. Densidade de rodovias.

## ABSTRACT

Roads are high-impact agents of habitat fragmentation and degradation, affecting natural populations and communities through habitat loss, vehicle traffic, noise, chemical pollution, among others. The information in the literature shows that the response of organisms to roads could be positive, neutral or negative, with some groups of animals being more affected than others. So our goal was to evaluate the relative importance of different mechanisms by which the roads affects individuals, populations and communities of vertebrates. For this we made a compilation of existing literature about the road effects on terrestrial and flying vertebrates. We evaluated 128 papers showing that noise and traffic volume (through roadkills) are the mechanisms that most affect the abundance and behavior of juvenile and adult amphibians, while embryos and larvae are highly susceptible to chemical contaminants. Reptiles are one of the least studied, but they seem to be benefited by the increase in road density, do not suffer barrier effect and use the roads for activities like aestivation and building nests on the slopes. However, these behaviors also increase the likelihood of being hit by a car. Birds are particularly affected by noise, traffic volume and chemical contaminants, although they are less susceptible to the latter mechanism than amphibians. The noise and traffic volume are associated with the increase of roadkills, barrier and edge effects in birds. Medium and large mammals are affected by the density of roads (habitat loss) and the traffic volume, which is responsible for the roadkills, edge and barrier effects. Small mammals don't show lethal effects by chemical contaminants. This group suffers a neutral or positive edge effect and a negative barrier effect due to presence of roads, independent of noise and traffic. In general, the edge effect caused by traffic, noise or chemical contaminants is more prominent in the first 100 meters for most organisms. Sedentary and low displacement ability organisms suffer with the edge and barrier effects, and they are not affected by roadkills. In turn, animals with high displacement ability see the road as a permeable environment, carrying crosses on it and increasing the likelihood of being hit by a car. Gaps still exist for most organisms of tropical environments and mechanisms related mainly to the characteristics of the road as runway width, speed limit, adjacent vegetation maintenance, among others. The studies show that the roads are agents of high impact affecting the species commonly affected by fragmentation and also affecting the species more tolerant to fragmented areas through increasing contact between animals and humans, mainly due to roadkills.

**Keywords:** Traffic noise. Traffic volume. Chemical contamination. Road density.

## 1 INTRODUÇÃO

Rodovias são essenciais para a mobilidade humana e desenvolvimento econômico de uma região. No entanto, são reconhecidas também como um dos principais agentes de fragmentação e seus efeitos ocorrem sobre o ambiente físico (solo, água, lar) e biológico (indivíduos, populações, comunidades) dos ecossistemas (FORMAN et al., 2003).

No fim do século XX a preocupação com esse problema levou a consolidação da disciplina Ecologia de Estradas, que surgiu com o objetivo de entender os processos envolvidos na relação rodovias-ecossistemas visando estabelecer subsídios para a criação de medidas mitigatórias eficientes (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FORMAN et al., 2003). A crescente malha rodoviária mundial e a exigência legal em diversos países de trabalhos de avaliação de impacto para implantação e ampliação de rodovias têm gerado uma demanda cada vez maior por pesquisas em Ecologia de Estradas.

Sendo assim, muitos pesquisadores sintetizaram em trabalhos de revisão as pesquisas envolvidas no escopo da Ecologia de Estradas (ex. FORMAN; ALEXANDER, 1998; TROMBULAK; FRISSELL, 2000). Nessas revisões se observam muitos avanços no entendimento dos efeitos de estradas sobre ecossistemas, sobretudo nos últimos 10 anos. No entanto ainda existem muitas lacunas de conhecimento, principalmente em ambientes de florestas tropicais (GOOSEM, 2007; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

Em 2007, Roedenbeck et al. (2007) identificaram uma série de questões que ainda necessitam ser investigadas pelos ecólogos de estrada. Fahrig e Rytwinski (2009) realizaram uma revisão de literatura para responder a questão “sobre quais circunstâncias rodovias afetam a persistência das populações”, onde observaram que a maioria das espécies possui resposta negativa às rodovias. Esse efeito negativo ocorre devido a: (1) fragmentação de

habitats (perda de área, efeito barreira e efeito de borda), reduzindo acesso a recursos essenciais e subdividindo populações; (2) degradação de habitat, que afeta a qualidade dos recursos de um ecossistema podendo intensificar o efeito de borda e barreira, e é ocasionada pelos distúrbios do tráfego (ex. velocidade, ruído, luz), contaminantes químicos e impactos físicos (ex. assoreamento, sedimentação); (3) mortalidade por atropelamento (FORMAN et al., 2003; JAEGER et al., 2005; ROEDENBECK et al., 2007; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

Sendo assim, objetivamos ampliar as observações de Fahrig e Rytwinski (2009) avaliando quais os principais impactos da fragmentação e degradação de habitat causados por rodovias pavimentadas sobre vertebrados terrestres e voadores.

## 2 METODOLOGIA

Fizemos uma revisão de literatura nas principais bases de pesquisa (Web of Knowledge, Scopus, Elsevier, JSTOR, Science Direct, Springer Link e WileyInterScience) buscando sintetizar as informações presentes em trabalhos que avaliaram efeitos de fragmentação e degradação de habitats de rodovias pavimentadas sobre anfíbios, répteis, aves e mamíferos (excluindo morcegos). Consultamos também as referências identificadas nos artigos encontrados nas bases de pesquisa.

Para fragmentação buscamos trabalhos que avaliaram densidade de rodovias, enquanto para degradação incluímos trabalhos que avaliaram o efeito dos fatores volume de tráfego, presença e característica de veículos (ex. luminosidade, velocidade), ruído do tráfego e contaminantes químicos. Para isso utilizamos as seguintes palavras-chave em diferentes combinações: *road, highway, traffic, noise, flow, impact, chemical, pollutants, pollution, contamination, road density, road effect, road effect zone, mammal, reptile, amphibian, bird*. Incluímos nesta revisão trabalhos realizados em nível de indivíduo, população e comunidade que foram selecionados segundo os seguintes critérios: (1) trabalhos que avaliaram os efeitos das rodovias sobre a fauna do entorno (ex.: abundância perto e longe da rodovia) só foram incluídos quando havia análise quantitativa de pelo menos um dos fatores de fragmentação e degradação; (2) trabalhos com animais atropelados somente foram incluídos quando as taxas de atropelamento foram relacionadas a algum dos fatores. (3) trabalhos experimentais (ex. avaliação da toxicidade de metais pesados) foram incluídos quando vinculados a rodovia.

Estruturamos nosso trabalho buscando identificar e discutir como a fragmentação e degradação da rodovia afetam os vertebrados terrestres e voadores que vivem no entorno das rodovias. Ao longo do trabalho discutimos

os padrões envolvidos com os efeitos das rodovias e no final concluímos sobre a importância de cada fator para cada classe de vertebrado.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Fragmentação de Habitat

A fragmentação de habitats é um dos efeitos mais imediatos da construção e ampliação de rodovias e é diretamente responsável pelo isolamento e efeito de borda. A maioria dos trabalhos que avaliaram os efeitos da densidade de rodovias sobre a abundância e distribuição de indivíduos utilizou esta como uma das variáveis de perda de área e/ou urbanização, mesmo que nem sempre o objetivo principal tenha sido avaliar o impacto das rodovias sobre os organismos (ex. FRATERRIGO; WIENS, 2005; BAYNE; BOUTIN; MOSES, 2008).

Anfíbios, aves e mamíferos herbívoros e carnívoros de médio e grande porte apresentam redução na riqueza, ocorrência, abundância e sucesso reprodutivo dos indivíduos conforme se aumenta a densidade de rodovias (FINDLAY; HOULAHAN, 1997; GIBBS; KINKEL, 1997; VOS; CHARDON, 1998; PALMA; BEJA; RODRIGUES, 1999; FINDLAY; BOURDAGES, 2000; WHITED et al., 2000; FINDLAY; LENTON; ZHENG, 2001; HENNINGS; EDGE, 2003; EGAN; PATON, 2004; JEDRZEJEWSKI et al., 2004; LEE et al., 2004; DICKSON; JENNESS; BEIER, 2005; FRATERRIG; WIENS, 2005; HOULE et al., 2010). Segundo Findlay e Houlahan (1997), em áreas úmidas, pode ocorrer uma perda de até 20% de espécies de répteis, anfíbios e aves a cada incremento de 0,2 km/km<sup>2</sup> de rodovia. Já ungulados podem apresentar redução de mais de 80% na densidade de indivíduos em áreas com 0,6 – 0,9 km/km<sup>2</sup> de rodovias (NELLEMAN; CAMERON, 1998; APPS; MCLELLAN, 2006; FORTIN et al., 2008). A alta densidade de rodovias pode alterar também os atributos de história de vida de uma espécie (ex. *P. domesticus*), como redução

do tamanho corpóreo (massa e comprimento do tarso) (LIKER et al., 2008) e atributos ecológicos.

Mamíferos carnívoros podem apresentar relação negativa entre densidade de rodovias e uso do espaço (ex. ursos) (MACE et al., 1996), ou ainda apresentar maior área de vida em regiões de maior densidade de rodovias (ex. *Martes americana*), provavelmente devido a necessidade de maior busca por recursos (GODBOUT; OUELLET, 2008).

O efeito sobre mamíferos carnívoros pode ocorrer também de forma indireta através da redução ou incremento de presas. A redução de *Lepus europaeus* e ungulados, por exemplo, está relacionado com a baixa ocorrência de felinos em áreas com grande densidade de rodovias (ROEDENBECK; VOSER, 2008; LAUNDRÉ et al., 2009). Já o incremento na abundância de *Oryctolagus cuniculus* nas bordas das rodovias é responsável pelo maior número de atropelamentos de *Mustelaputorius* (BARRIENTOS; BOLONIO, 2009). Outros efeitos indiretos do aumento da densidade de rodovias estão relacionados a maior suscetibilidade de encontros entre a fauna e humanos que levam a aumento da mortalidade através de atropelamentos, caça e predação/competição por animais domésticos (MARCHAND; LITVAITIS, 2004; DECATANZARO; CHOW-FRASER, 2010; HAYES; LEPTICH; ZAGER, 2002; HOSTETLER et al., 2009; MLADENOFF; SICKLEY; WYDEVEN, 1999; BAYNE; BOUTIN; MOSES, 2008). Hayes, Leptich e Zager (2002) prevêm um aumento de 55% na caça de machos de *Cervuselaphus* para cada incremento de 3 km/km<sup>2</sup> de rodovia. Já a ocorrência de *Canis lupus* não se altera em densidade de rodovias de 1,42 km/km<sup>2</sup> em uma base aérea americana onde as causas de mortalidade por humanos (ex. atropelamento e caça) foram eliminadas (MERRILL, 2000), enquanto em outras áreas apresenta redução na ocorrência de indivíduos a partir de uma densidade de rodovia de 0,4 km/km<sup>2</sup> (MLADENOFF; SICKLEY; WYDEVEN, 1999; JEDRZEJEWSKI et al., 2004; HOULE et al., 2010).

Populações de quelônios de água doce e pequenos mamíferos tendem a ser favorecidos pelo incremento na densidade de rodovias, através do aumento da abundância de indivíduos (JOHNSON; COLLINGE, 2004; MARCHAND; LITVAITIS, 2004; RYTWINSKI; FAHRIG, 2007; ROE; GIBSON; KINGSBURY, 2006; DECATANZARO; CHOW-FRASER, 2010), embora haja exceções (ex. *Chelydra serpentina*) (DECATANZARO; CHOW-FRASER, 2010). Para quelônios, o aumento da densidade de rodovias significa aumento de área seca para atividades como estivação e construção de ninhos nos taludes das rodovias (MARCHAND; LITVAITIS, 2004; DECATANZARO; CHOW-FRASER, 2010). Cabe ressaltar também que o incremento da densidade de rodovias aumenta a probabilidade de encontros de quelônios com humanos, aumentando sobre tudo a probabilidade de atropelamento (MARCHAND; LITVAITIS, 2004; DECATANZARO; CHOW-FRASER, 2010). Para pequenos mamíferos o efeito positivo da densidade de rodovias parece ser relacionado ao aumento de recursos proporcionados pelas bordas (BELLAMY et al., 2000) ou substituição de predadores especialistas por generalistas (RYTWINSKI; FAHRIG, 2007), mas ambas hipóteses necessitam ser testadas.

Em relação as comunidades, a riqueza de pequenos mamíferos e Passeriformes generalistas de habitat tendem a ser favorecidos pelo incremento na densidade de rodovias (FINDLAY; HOULAHAN, 1997; HENNINGS; EDGE, 2003; FRANCL; CASTLEBERRY; FORD, 2004; FRATERRIGO; WIENS, 2005). O mesmo foi observado em áreas fragmentadas por outros agentes de fragmentação (cultivos agrícolas e áreas urbanas), sendo as comunidades exclusivamente compostas por espécies tolerantes a áreas antrópicas, em detrimento de espécies especialistas (MCKINNEY, 2002, 2008).

Muitos trabalhos de fragmentação, independente do agente fragmentador, encontram os efeitos sobre os organismos vinculados a respostas comportamentais ou aos seus atributos de história de vida. Organismos menos

tolerantes ou sedentários, de tamanho corporal maior, com maior área de vida e menores taxas reprodutivas tendem a sofrer mais com a fragmentação (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; WITH; KING, 1999). É comum também observar uma redução da riqueza e alteração da composição de espécies de comunidades de áreas fragmentadas, onde espécies especialistas e/ou menos tolerantes são perdidas em detrimento de espécies generalistas de habitat, sobretudo nas bordas dos fragmentos (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; MCKINNEY, 2008). Observamos esse mesmo padrão de resposta em áreas fragmentadas por rodovias. No entanto, organismos com baixa capacidade de deslocamento, como aves e anfíbios, são impactados pelo efeito de borda e barreira proporcionado pelas rodovias. E, quando não há essa restrição de deslocamento, os organismos são impactados por atropelamentos, como ocorre com anfíbios que realizam movimentos de dispersão sazonais, répteis e mamíferos herbívoros e carnívoros de médio e grande porte (MAZEROLLE, 2004; ROE; GIBSON; KINGSBURY, 2006; BARRIENTOS; BOLONIO, 2009; COLINO-RABANAL; LIZANA; PERIS, 2011). Alguns autores acreditam que poucas espécies raras ou ameaçadas possuem suas populações efetivamente comprometidas por atropelamento (FORMAN; ALEXANDER, 1998). No entanto, Jackson e Fahrig (2011) desenvolveram um modelo teórico, onde observaram que a mortalidade por atropelamento compromete mais a diversidade genética das populações naturais que o efeito barreira. Isso ocorre porque o efeito barreira é mais proeminente no início, logo após a construção de uma rodovia, ocorrendo uma elevada perda da diversidade genética que é estabilizada nas primeiras gerações. Já atropelamentos afetam as gerações de maneira contínua. De fato, Bujoczek, Ciach e Yosef (2011) observaram que, enquanto a predação tende a eliminar os indivíduos mais vulneráveis, os atropelamentos eliminam tanto indivíduos doentes como saudáveis da população.

Finalmente, cabe ressaltar que o efeito da densidade de rodovias é correlacionado a outras variáveis de fragmentação e/ou urbanização, como cobertura florestal, concentração humana, isolamento, proporção de uso do solo, entre outros (LEE et al., 2004; APP; MCLELLAN, 2006). Outros estudos demonstram que a rodovia em si não é diretamente responsável pelos efeitos negativos, mas é indiretamente devido a grande concentração humana associada a densidade de rodovias (LEE et al., 2004; FRATERRIGO; WIENS, 2005). No entanto, isso não deve ser interpretado como uma falta de impacto por parte da rodovia, uma vez que estas são construídas com o intuito de facilitar o deslocamento humano e são diretamente relacionadas com a densidade de edificações ou de populações humanas (LEE et al., 2004; FRATERRIGO; WIENS, 2005). Com exceção do trabalho de Merrill (2000), que realizou suas pesquisas em uma base militar americana, é uma utopia pensar que áreas com grande densidade de rodovias não terão grandes concentrações humanas.

### **3.2 Degradação de Habitat**

Além da fragmentação, a degradação de habitats ocasionada pela rodovia também pode intensificar o efeito de borda e o efeito barreira. Os impactos da degradação do habitat causados por rodovia sobre a fauna estão relacionados ao tamanho do corpo dos indivíduos que, por sua vez, está relacionado a mobilidade, taxa reprodutiva e distribuição das espécies (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). No entanto, os impactos podem ser também de natureza comportamental, como propõem o modelo teórico de Jaeger et al. (2005), que distingue três impactos de rodovias: *noiseavoidance*, quando os organismos evitam as bordas da rodovia devido a distúrbios causados pelo tráfego (ruído sonoro, contaminantes químicos, etc.); *roadsurfaceavoidance*, onde os organismos não evitam as bordas, mas evitam a

superfície da rodovia, independente do tráfego; e *caravoidance*, quando os organismos ocorrem até a borda da rodovia, mas evitam o deslocamento sobre a pista quando há algum veículo trafegando.

### **3.2.1 Volume de Tráfego**

O tráfego de veículos é uma das principais fontes de degradação de habitat em áreas segmentadas por rodovias. O tráfego é responsável pela perda efetiva de área, devido ao aumento do isolamento e efeito de borda e emissões dos veículos, como ruído sonoro, iluminação e poluentes químicos (FORMAN et al., 2003). Além disso, devido ao atropelamento de fauna, o tráfego de veículos faz da rodovia uma fonte de mortalidade para inúmeros organismos (FORMAN et al., 2003).

Anfíbios, répteis e aves que habitam áreas no entorno de rodovias apresentam redução no sucesso reprodutivo e declínios populacionais diretamente relacionados com o incremento no tráfego de veículos. A distância desse efeito pode ocorrer desde os primeiros 50 metros e se estender até 2.800 m, dependendo do organismo e do volume de tráfego (REIJNEN; FOPPEN; MEEUWSEN, 1995; FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002; BAUTISTA et al., 2004; PELLET; GUIBAN; PERRIN, 2004). Já mamíferos carnívoros e herbívoros de médio e grande porte possuem alterações na distribuição e taxa de deslocamento relacionado negativamente com o aumento do tráfego de veículos (MCLELLAN; SHACKLETON, 1988; BERINGER et al., 1990; YOST; WRIGHT, 2001; GIBEAU et al., 2002; CHRUSZCZ et al., 2003; WALLER; SERVHEEN, 2005; GAGNON et al., 2007; MCCOWN et al., 2009; GRAHAM et al., 2010). Para ursos tal efeito já pode ser observado até mesmo em baixos volumes de tráfego (100 veículos/dia) (WALLER; SERVHEEN, 2005), sendo que esses animais se deslocam principalmente a

noite quando o tráfego é menor (GIBEAU et al., 2002; WALLER; SERVHEEN, 2005; GRAHAM et al., 2010).

Falconiformes e Passeriformes, comuns a áreas com presença humana e pequenos mamíferos, não são afetados pela alteração de tráfego (REIJNEN; FOPPEN; MEEUWSEN, 1995; RICHARDSON; SHORE; TREWEEK, 1997; KUITUNEN et al., 2003; BAUTISTA et al., 2004; FORD; FAHRIG, 2008; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008). No entanto Kuitunen et al. (2003) observaram que, apesar do Passeriforme *Ficedulahypoleucaselecionar* bordas floresta-rodovia para reprodução independente do tráfego, os ninhos próximos a rodovia foram mais propensos a falhar no estágio de filhote, indicando uma elevada taxa de atropelamento dos pais.

A redução no número de indivíduos no entorno das rodovias apresenta um padrão relacionado a capacidade de deslocamento dos organismos. Anfíbios, répteis e mamíferos de grande porte (carnívoros e herbívoros) com maior capacidade de deslocamento não identificam a rodovia como uma barreira, realizando cruzamentos constantes sobre a pista e apresentando incremento nas taxas de atropelamento proporcionais ao aumento do tráfego de veículos (FAHRIG et al., 1995; CARR; FAHRIG, 2001; HELS; BUCHWALD, 2001; MAZEROLLE, 2004; ROE; GIBSON; KINGSBURY, 2006; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2008; BOUCHARD et al., 2009; CLARKE; WHITE; HARRIS, 1998; YOST; WRIGHT, 2001; BARRIENTOS; BOLONIO, 2009; COLINO-RABANAL; LIZANA; PERIS, 2011). Já espécies com menor capacidade de deslocamento se movimentam pouco sobre a rodovia e suas abundâncias no entorno não apresentam relação com o tráfego de veículos (CARR; FAHRIG, 2001; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2008). Há indícios que o mesmo ocorra com espécies de mamíferos de pequeno porte (MCCALL et al., 2010), no entanto essa hipótese necessita ser testada. Cabe destacar que anfíbios realizam migrações em massa para reprodução e/ou

dispersão de juvenis que resultam em elevado deslocamento de indivíduos sobre a rodovia, inclusive das espécies com baixa capacidade de deslocamento (MAZEROLLE, 2004).

A resposta dos organismos ao tráfego de veículos varia (

Tabela 1) e observamos três tendências para esse mecanismo: (1) o incremento do tráfego causa um efeito de borda, alterando a abundância e distribuição das espécies em áreas mais próximas a rodovia, fazendo com que estas evitem deslocamentos sobre a rodovia; (2) independente do tráfego, as espécies não possuem alteração na abundância e distribuição em áreas mais próximas a rodovia, mas percebem a rodovia como uma barreira, evitando deslocamentos sobre a mesma; e (3) as espécies se deslocam sobre a rodovia, independente do tráfego, e, por isso, possuem maior probabilidade de atropelamento. Os dois primeiros padrões estão condizentes com o modelo teórico de *roadavoidancebehaviour* proposto por Jaeger et al. (2005), sendo o primeiro relacionado ao comportamento de *noiseavoidance* e o segundo relacionado aos comportamentos de *roadsurfaceavoidance* ou *caravoidance*. Já, o terceiro padrão identificado por nós demonstra que espécies que não apresentam *roadavoidancebehaviour* são mais propensas a serem afetadas pelos atropelamentos.

### 3.2.2 Ruídos de Tráfego

Muitos trabalhos que avaliaram o efeito do tráfego de veículos sobre animais silvestres (Ex.: REIJNEN; FOPPEN; MEEUWSEN, 1995; FORMAN; REINEKING; HERSPERGER; 2002; BAUTISTA et al., 2004) supõem que o principal efeito negativo ocorra devido ao ruído sonoro dos veículos. Ruídos provenientes de fontes antrópicas podem afetar as espécies de muitas maneiras,

tanto fisiologicamente (ex. aumento dos níveis de hormônios de stress), como no comportamento (ex. interferência da comunicação) (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

Anfíbios e aves de zonas temperadas e tropicais apresentam alterações nos padrões de vocalização (principalmente frequência e amplitude dos sons) quando expostos a ruídos de tráfego. Essa alteração pode estar relacionada ao acréscimo ou decréscimo das chamadas, dependendo do organismo (SUN; NARINS, 2005; LENGAGNE, 2008; KAISER; HAMMERS, 2009; PARRIS; SCHNEIDER, 2009; PARRIS; VELIK-LORD; NORTH, 2009; CUNNINGTON; FAHRIG, 2010; HOSKIN; GOOSEM, 2010; KAISER et al., 2011). O decréscimo dos níveis sonoros de vocalização pode causar um mascaramento dos sinais de comunicação (SUN; NARINS, 2005), enquanto o acréscimo resulta em um alto custo energético, alterando tempo de atividades como forrageamento (OBERWEGER; GOLLER, 2001).

A comunicação acústica entre aves é de extrema importância para o sucesso reprodutivo, uma vez que é através dessa comunicação que ocorre a atração de pares durante a reprodução, além da defesa de território, detecção de predadores e cuidado parental (LEONARD; HORN, 2008; HABIB; BAYNE; BOUTIN, 2007). Para anfíbios a vocalização está relacionada principalmente com a atração de fêmeas e defesa de território (VILACA; SILVA; SOLE, 2011). Para anfíbios a vocalização é relacionada também ao tamanho dos machos e, quando há escolha, as fêmeas de algumas espécies preferem picos de vocalização mais baixos, que indicam machos maiores e/ou mais experientes (WOLLERMAN, 1998). Embora Parris, Velik-Lord e North (2009) não tenham encontrado relação entre tamanho do macho e vocalização em áreas sob ruídos de tráfego, Hoskin e Goosem (2010) demonstraram que os machos menores estão concentrados mais próximos da rodovia (onde está o maior ruído) e

vocalizam mais alto, podendo se tornar menos atrativos para as fêmeas (WOLLERMAN, 1998).

Todos esses impactos resultam na redução do sucesso de encontro entre machos e fêmeas de anfíbios e aves em áreas expostas a ruídos de tráfego comparadas com áreas sem ruídos (BEE; SWANSON, 2007; HABIB; BAYNE; BOUTIN, 2007; KAISER; HAMMERS, 2009; PARRIS; VELIK-LORD; NORTH; KAISER et al., 2011), incluindo a redução da densidade de ninhos de inúmeras espécies de aves de áreas florestais e áreas abertas (REIJNEN; FOPPEN; MEEUWSEN, 1995; RHEINDT, 2003; HALFWEK et al., 2011). No entanto, existem algumas espécies de aves generalistas de habitat que preferem reproduzir nas áreas expostas aos ruídos (*Passerdomesticus* e *Passerpetronia*) (PERIS; PESCADOR, 2004).

Com exceção de Iglesias, Mata e Malo (2011) que demonstraram que o uso de passagem de fauna por répteis e mamíferos terrestres não é influenciado pelos ruídos de tráfego, não encontramos trabalhos que avaliaram os efeitos de ruído de tráfego sobre mamíferos e répteis. Acreditamos que estes dois grupos sofram menos com o ruído, devido a utilizarem outras estratégias de comunicação que não a acústica, como ocorre com anfíbios e aves (ZUG; VITT; CALDWELL, 2001; POUGH; JANIS; HEISER, 2008). No entanto, um fator não considerado nos trabalhos, é que os ruídos podem acarretar um estresse fisiológico, alterando o fitness dos indivíduos.

Além de alterações na comunicação sonora, os organismos afetados pelos ruídos (

Tabela 1) parecem perceber um território barulhento como possuindo uma menor qualidade e, portanto, evitam tais áreas, havendo então uma intensificação do efeito de borda causado primeiramente pela fragmentação. No entanto Summers, Cunningham e Fahrig (2011) chamam a atenção para não haver

confusão entre o efeito da distância da rodovia com o efeito de ruído de tráfego. Esses autores encontraram um acréscimo na riqueza de aves com o aumento da distância da rodovia que não foi relacionado ao ruído de tráfego. Os autores acreditam que o decréscimo na riqueza e abundância de aves próximo a borda da rodovia possa ser causada por atropelamentos, que já foi identificada como uma das principais causas de mortalidade de aves adultas (BUJOCZEK; CIACH; YOSEF, 2011).

### 3.2.3 Presença de veículo

Nos trabalhos que avaliam os efeitos de rodovias sobre a biodiversidade, os veículos são normalmente considerados dentro de um contexto de tráfego de veículos (volume ou ruído). No entanto, veículos possuem características como velocidade e luminosidade (faróis) que pode resultar na intensificação dos efeitos barreira de uma rodovia (FORMAN et al., 2003; JAEGER et al., 2005).

Seiler (2005) observou que mamíferos herbívoros de grande porte são mais atropelados em trechos com velocidade intermediária de 90 km/h, quando comparado a 50, 70 e 110 km/h, sugerindo uma baixa abundância de indivíduos nas áreas cortadas pelos trechos com alta velocidade (altas taxas de atropelamento), ou um comportamento de *caravoidance* relacionado a velocidade. O comportamento de *caravoidance* já foi observado em serpentes, mamíferos herbívoros de grande porte e pequenos mamíferos, que apresentam comportamento de fuga (ANDREWS; GIBBONS, 2005; FORD; FAHRIG, 2008) ou aumento da vigilância (ANDREWS; GIBBONS, 2005; ST CLAIR; FORREST, 2009) quando há algum veículo trafegando. Cabe destacar os resultados de Andrews e Gibbons (2005) que observaram que serpentes reagem a um veículo trafegando conforme reagem a presença de um predador (imobilidade ou fuga, dependendo da espécie).

Já Mazerolle Huot e Gravel (2005) realizaram um experimento, onde estimularam diversas espécies de anfíbios a luzes do mesmo tipo e intensidade de um farol comum a um automóvel e observaram que, após o estímulo luminoso, os animais ficavam imóveis, aumentando a probabilidade de atropelamento. Quando associado ao ruído dos veículos, o impacto foi ainda mais significativo. As conseqüências e magnitude disso em eventos de atropelamento de anfíbios e outros organismos são ainda desconhecidos, porém sabe-se que o comportamento de forrageamento de algumas espécies é alterado (decréscimo de detecção e consumo de presas) quando há estímulo luminoso (ZUG VITT; CALDWELL, 2001).

#### **3.2.4 Contaminação química**

Superfície de rodovias e adjacências acumula misturas de substâncias químicas contaminantes para os ecossistemas e biodiversidade. As substâncias são resultantes de inúmeras fontes, sobretudo de veículos (combustíveis, fluidos hidráulicos, tiras de metais e de pneus, além de processos de combustão), herbicidas, pesticidas e sais (sobretudo cloreto de sódio, NaCl, na sua forma ionizada Cl<sup>-</sup>) utilizados na manutenção da rodovia em locais com ocorrência de neve (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FORMAN et al., 2003).

Efeitos letais de contaminantes de rodovias foram observados em Passeriformes e anfíbios. Para Passeriformes o declínio da abundância de indivíduos ocorre devido a aplicação de sais de degelo (sobretudo NaCl), sendo observada sobretudo em espécies naturalmente atraídas por sais (BOLLINGER; MINEAU; WICKSTROM, 2005; MINEAU; BROWNLEE, 2005). Para anfíbios, em experimentos de laboratório é possível observar efeitos letais (alguns casos 100% de morte dos indivíduos) em larvas e embriões em concentrações entre 90 e 945 mg/L de Cl<sup>-</sup>, dependendo da espécie (SANZO;

HECNAR, 2006; KARRAKER; GIBBS; VONESH, 2008; KARRAKER; RUTHIG, 2009). Os efeitos do Cl<sup>-</sup> podem ser ainda mais severos quando em sinergia com outras substâncias, como metais pesados e radiação UV-B (SNODGRASS et al., 2008; MARQUIS et al., 2009; BRAND et al., 2010). Em ambiente natural e incluindo adultos nas amostragens, Collinsa e Russell (2008) encontraram efeitos letais que variaram entre 1.100 e 3.900 mg/L de Cl<sup>-</sup>. Devido a essa susceptibilidade, muitas comunidades de anfíbios apresentam redução da abundância, riqueza e alteração da composição de espécies no entorno de rodovias com altos índices de contaminação (principalmente nos primeiros 100 metros) (SCHER; THIERY, 2005; SANZO; HECNAR, 2006; COLLINSA; RUSSELL, 2008; KARRAKER; GIBBS; VONESH, 2008). Os anfíbios parecem ser o grupo de vertebrado mais suscetível aos contaminantes químicos, devido a alta permeabilidade do seu tecido epitelial que os tornam mais suscetíveis a absorção e acumulação de toxinas (ZUG; VITT; CALDWELL, 2001).

Além dos efeitos letais, sais e outras substâncias de rodovias afetam o comportamento de anfíbios (redução da distância percorrida e velocidade de girinos) (DENOEL et al., 2010) e causam anomalias morfológicas e/ou fisiológicas em embriões e larvas, como redução da atividade (alimentação e natação), edema, má formação axial, decréscimo no peso e tamanho de larvas e embriões (retardo do desenvolvimento larval), além de alteração das taxas de metamorfose (SANZO; HECNAR, 2006; KARRAKER, 2007; COLLINSA; RUSSELL, 2008; SNODGRASS et al., 2008; KARRAKER; RUTHIG, 2009; DORCHIN; SHANAS, 2010). Da mesma forma, em aves, indivíduos que não sofrem mortalidade, apresentam sintomas de fraqueza, lentidão, lesões (edema na moela) e paralisia parcial (MINEAU; BROWNLEE, 2005).

Em organismos que não apresentam efeitos letais e subletais, como Falconiformes e pequenos mamíferos, é possível observar uma tendência de

acumulação de substâncias químicas nos mais variados tecidos (SURES et al., 2003; EK et al., 2004; RAUTIO et al., 2010; MARCHELLESI; SALA; MAURI, 2010), podendo ocorrer ainda acumulação com a idade (RAUTIO et al., 2010). As concentrações de metais pesados em pequenos mamíferos expostos a contaminantes de rodovias (SURES et al., 2003; RAUTIO et al., 2010; MARCHELLESI et al., 2010) estão abaixo do nível de efeitos adversos observáveis (LOAEL) (TALMAGE; WALTON, 1991). Já para Falconiformes, Ek et al. (2004) encontraram um acréscimo temporal (década de 70 x década de 90) de 150% nas concentrações de paládio (Pd) em ovos de *Falco peregrinus* que não foi estatisticamente significativo, mas que necessita de acompanhamento, visto que os catalisadores de automóveis, principais fontes de contaminação, foram implementados na região estudada somente em 1986. O Pd é um dos contaminantes que mais se acumula nos tecidos de organismos que vivem no entorno das rodovias, uma vez que Ek et al. (2004) observaram um gradiente de mobilidade no sentido paládio (Pd) > platina (Pt) > ródio (Rh) para Falconiformes e Marchellesi et al. (2010) no sentido Pd > Rh > Pt para pequenos mamíferos.

Os estudos demonstram que a resposta dos organismos varia em relação a concentração das substâncias químicas provenientes de rodovias (

Tabela 1).

Essa resposta depende de diferenças no metabolismo, tipo de dieta, quantidade de alimento consumido, área de vida e tempo de vida (FORMAN et al., 2003). O próprio estágio de vida parece influenciar a susceptibilidade dos indivíduos aos contaminantes. Em anfíbios, por exemplo, os principais efeitos dos contaminantes são mais pronunciados em uma sequência que vai de embriões > larvas > adultos.

Podemos observar avanços nos últimos 10 anos no que tange aos estudos de avaliação de contaminantes químicos sobre a biodiversidade. No

entanto, ainda é desconhecido como a desregulação dos metais essenciais nos tecidos (como Cu, Cr, Mn, e Zn) e os efeitos subletais que levam a alterações comportamentais, fisiológicas e morfológicas podem reduzir o fitness individual em populações naturais. Além disso, não encontramos trabalhos realizados em zonas tropicais ou que avaliaram os efeitos da poluição química sobre répteis e grandes mamíferos. O conhecimento dos efeitos de contaminantes é importante principalmente para a elaboração de diretrizes de manutenção da rodovia, onde são utilizadas algumas das substâncias aqui reportadas, além de estudos que levem a alterações dos materiais utilizados para fabricação, utilização e manutenção de automóveis modernos.

Tabela 1 Efeitos de rodovias sobre os diferentes grupos de vertebrados terrestres e voadores (exceto morcegos). Chamamos de “Classe” quando o efeito foi avaliado considerando a classe taxonômica (anfíbios, répteis, aves e mamíferos) sem distinção de subgrupos (ex. serpentes) ou espécie. DR: densidade de rodovias; HA: habitat acessível; VT: volume de tráfego; RT: ruído de tráfego; CQ: contaminação química; PV: Presença de veículo. Incluímos 0 para efeito neutro, + para efeito positivo, - para efeito negativo e ND para efeitos não documentados na literatura avaliada

<b>Grupos/Impactos</b>	<b>DR</b>	<b>HA</b>	<b>VT</b>	<b>RT</b>	<b>CQ</b>	<b>PV</b>
<b><u>Anfíbios</u></b>						
Classe	-	-	-	-	-	ND
<b><u>Répteis</u></b>						
Classe	-	ND	-	ND	ND	ND
Quelônios	+	ND	ND	ND	ND	ND
Serpentes	ND	ND	ND	ND	ND	-
<b><u>Aves</u></b>						
Classe	-	ND	-	-	-	ND
Falconiformes	ND	ND	0	ND	0	ND
Passeriformes generalistas	+	ND	0/+	0/+	ND	ND

**Mamíferos**

Pequenos mamíferos	0/+	0	0	ND	0	-
Carnívoros de médio e grande porte	-	ND	-	ND	ND	ND
Herbívoros de médio e grande porte	-	ND	-	ND	ND	-
<i>Lepus europaeus</i>	-	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Oryctilagusuniculus</i>	+	ND	ND	ND	ND	ND

---

#### 4 CONCLUSÃO

De forma geral, o efeito de borda causado pela rodovia é mais proeminente nos primeiros 100 metros e é causado pelo volume de tráfego, ruídos ou contaminantes químicos. Esses são fatores que, junto com a própria superfície da rodovia, também causam efeito barreira. Diferente de outras formas de fragmentação, rodovias afetam tanto espécies sedentárias e intolerantes a fragmentação como espécies mais tolerantes e com elevada capacidade de deslocamento. Organismos não afetados pela borda e barreira da rodovia, percebem esta como um ambiente permeável e sofrem menos efeitos da fragmentação, mas, no entanto, aumentam sua probabilidade de atropelamento. Enquanto organismos negativamente afetados pela borda e barreira da rodovia não são afetados por atropelamento por realizarem pouco ou nenhum cruzamento sobre a pista.

Notamos respostas variadas aos efeitos das rodovias e tráfego de veículos conforme o grupo taxonômico. Contaminantes químicos afetam larvas e embriões de anfíbios mais do que qualquer outro grupo, enquanto juvenis e adultos são mais impactados pelo volume e ruído de tráfego. Neste caso, os principais impactos estão relacionados a eventos de dispersão sobre a rodovia que elevam as taxas de atropelamento e a alterações na comunicação entre os indivíduos. Assim como anfíbios, aves são intensamente impactadas por ruídos sonoros que alteram a comunicação entre indivíduos. As aves sofrem também impactos da fragmentação (efeito de borda e barreira) devido a densidade de rodovias que são potencializados pelo tráfego de veículos. Em relação aos contaminantes químicos, este grupo possui uma grande susceptibilidade, embora menor que anfíbios. Para répteis a densidade de rodovias leva a um efeito positivo na abundância de indivíduos que, associada a alta capacidade de deslocamento dos organismos, pode levar a uma maior probabilidade de

atropelamento. Para mamíferos, os principais efeitos da fragmentação por rodovias estão relacionados ao tamanho do corpo, sendo que espécies maiores e com menores taxas reprodutivas são afetados negativamente pela densidade de rodovia. Esses efeitos da fragmentação são potencializados pelos efeitos de degradação. O volume de tráfego está relacionado sobretudo as taxas de atropelamento (herbívoros e carnívoros de médio e grande porte) ou efeitos barreira, tanto para espécies de grande porte, como e principalmente, para pequenos mamíferos.

Apesar da grande quantidade de trabalhos encontrados (N = 128) ainda existem lacunas de informação para a maioria dos organismos de ambientes tropicais, para mecanismos responsáveis pelos impactos a fauna, como os efeitos relacionados as características da rodovia (Ex.: largura da pista, velocidade permitida, manutenção da vegetação adjacente, etc.) e efeitos de rodovias sobre o fitness individual dos organismos.

## REFERÊNCIAS

- ANDREWS, K. M.; GIBBONS, J. W. How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles. **Copeia**, Washington, v. 4, p. 772-782, Dec. 2005.
- APPS, C. D.; MCLELLAN, B. N. Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations. **Biological Conservation**, Oxford, v. 130, p. 84-97, Feb. 2006.
- BARRIENTOS, R.; BOLONIO, L. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v. 18, p. 405-418, Jan. 2009.
- BAUTISTA, L. M. et al. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, n. 3, p. 726-732, June 2004.
- BAYNE, E. M.; BOUTIN, S.; MOSES, R. A. Ecological factors influencing the spatial pattern of Canada lynx relative to its southern range edge in Alberta, Canada. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 86, p. 1189-1197, Oct. 2008.
- BEE, M. A.; SWANSON, E. M. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. **Animal Behaviour**, St. Andrews, v. 74, p. 1765-1776, Nov. 2007.
- BELLAMY, P. E. et al. Road verges as habitat for small mammals in Britain. **Mammal Review**, Oxford, v. 30, n. 2, p. 131-139, June 2000.
- BERINGER, J. J.; SEIBERT, S. G.; PELTON, M. R. Incidence of road crossing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. **International Conference on Bear Research and Management**, Victoria, v. 8, p. 85-92, Jan. 1990.
- BOLLINGER, T. K.; MINEAU, P.; WICKSTROM, M. L. Toxicity of sodium chloride to house sparrows (*Passer domesticus*). **Journal of Wildlife Diseases**, Ames, v. 41, p. 363-370, Apr. 2005.
- BOUCHARD, J. et al. Behavioral response of northern leopard frogs (*Ranapipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 2, p. 1-10, Dec. 2009.

BUJOCZEK, M.; CIACH, M.; YOSEF, R. Road-kills affect avian population quality. **Biological Conservation**, Oxford, v. 144, n. 3, p. 1036-1039, Jan. 2011.

BRAND, A. B. et al. Lethal and sublethal effects of embryonic and larval exposure of *Hylaversicolor* to stormwater pond sediments. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 58, p. 325-331, Feb. 2010.

CARR, L. W.; FAHRIG, L. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 4, p. 1071-1078, Aug. 2001.

CHRUSZCZ, B. et al. Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 81, p. 1378-1391, Aug. 2003.

CLARKE, C. P.; WHITE, P. C. L.; HARRIS, S. Effects of roads on badger *Melesmeles* populations in south-west England. **Biological Conservation**, Oxford, v. 86, p. 117-124, Nov. 1998.

COLINO-RABANAL, V. J.; LIZANA, M.; PERIS, S. J. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. **European Journal of Wildlife Research**, New York, v. 57, p. 399-409, June 2011.

COLLINS, S. J.; RUSSELL, R. W. Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. **Environmental Pollution**, Barking, v. 157, p. 320-324, Aug. 2008.

CROSBY, M. K. A.; LICHT, L. E.; FU, J. The effect of habitat fragmentation on finescale population structure of wood frogs (*Rana sylvatica*). **Conservation Genetics**, Dordrecht, v. 10, p. 1707-1718, Jan. 2009.

CUNNINGTON, G. M.; FAHRIG, L. Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v. 36, p. 463-470, Sept./Oct. 2010.

DECATANZARO, R.; CHOW-FRASER, P. Relationship of road density and marsh condition to turtle assemblage characteristics in the Laurentian Great Lakes. **Journal of Great Lakes Research**, Ann Arbor, v. 36, n. 2, p. 357-365, June 2010.

DENOEL, M. et al. Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 99, p. 275-280, Aug. 2010.

DICKSON, B. G.; JENNESS, J. S.; BEIER, P. Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. **The Journal of Wildlife Management**, Flagstaff, v. 69, n. 1, p. 264-276, Jan. 2005.

DORCHIN, A.; SHANAS, U. Assessment of pollution in road runoff using a *Bufoviridis* biological assay. **Environmental Pollution**, Barking, v. 58, p. 3626-3633, Dec. 2010.

EGAN, R. S.; PATON, P. W. C. Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. **Wetlands**, Madison, v. 24, n. 1, p. 1-13, Mar. 2004.

EIGENBROD, F.; HECNAR, S. J.; FAHRIG, L. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, p. 159-168, Jan. 2008.

EK, K. H. et al. Platinum group elements in raptor eggs, faeces, blood, liver and kidney. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 334-335, p. 149-159, Dec. 2004.

FAHRIG, L. et al. Effect of road traffic on amphibian density. **Biological Conservation**, Oxford, v. 73, p. 177-182, Jan. 1995.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-19, Dec. 2009.

FINDLAY, C. S.; BOURDAGES, J. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 1, p. 86-94, Feb. 2000.

FINDLAY, C. S.; HOULAHAN, J. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. **Conservation Biology**, Boston, v. 11, n. 4, p. 1000-1009, Aug. 1997.

FINDLAY, C. S.; LENTON, J.; ZHENG, L. Land-use correlates of anuran community richness and composition in southeastern Ontario Wetlands. **Ecoscience**, Quebec, v. 8, n. 3, p. 336-343, Jan. 2001.

FORD, A. T.; FAHRIG, L. Movement patterns of eastern chipmunks (*Tamias striatus*) near roads. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 89, n. 4, p. 895-903, June 2008.

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

FORMAN, R. T. T.; REINEKING, B.; HERSPERGER, A. M. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. **Environmental Management**, New York, v. 29, n. 6, p. 782-800, June 2002.

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

FORTIN, D. et al. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, p. 1392-1400, Aug. 2008.

FRANCL, K. E.; CASTLEBERRY, S. B.; FORD, W. M. Small mammal communities of high elevation Central Appalachian wetlands. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 151, n. 2, p. 388-398, June 2004.

FRATERRIGO, J. M.; WIENS, J. A. Bird communities of the Colorado Rocky Mountains along a gradient of exurban development. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 71, p. 263-275, Jan. 2005.

GAGNON, J. W. et al. Traffic volume alters elk distribution and highway crossing in Arizona. **The Journal of Wildlife Management**, Flagstaff, v. 71, n. 7, p. 2318-2323, Sept. 2007.

GIBBS, J. P.; KINKEL, L. K. Determinants of the size and location of Great Blue Heron colonies. **Colonial Waterbirds**, Waco, v. 20, n. 1, p. 161-165, June 1997.

GIBEAU, M. L. et al. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. **Biological Conservation**, Oxford, v. 103, p. 227-236, Feb. 2002

GODBOUT, G.; OUELLET, J. Habitat selection of American marten in a logged landscape at the southern fringe of the boreal forest. **Ecoscience**, Quebec, v. 15, n. 3, p. 332-342, Jan. 2008.

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

GRAHAM, K.; et al.. Spatial and temporal use of roads by grizzly bears in west-central Alberta. **Ursus**, Boerne, v. 21, n. 1, p. 43-56, Jan. 2010.

HABIB, L.; BAYNE, E. M.; BOUTIN, S. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurusaurocapilla*. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 44, p. 176-184, Jan. 2007.

HALFWEK, W. et al. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, p. 210-219, Jan. 2011.

HAYES, S. G.; LEPTICH, D. J.; ZAGER, P. Proximate factors affecting male elk hunting mortality in Northern Idaho. **The Journal of Wildlife Management**, Flagstaff, v. 66, n. 2, p. 491-499, Apr. 2002.

HELMS, T.; BUCHWALD, E. The effect of road kills on amphibian populations. **Biological Conservation**, Oxford, v. 99, p. 331-340, Apr. 2001.

HENNINGS, L. A.; EDGE, W. D. Riparian bird community structure in Portland, Oregon: habitat, urbanization, and spatial scale patterns. **The Condor**, Albuquerque, v. 105, p. 288-302, May 2003.

HOSKIN, C. J.; GOOSEM, M. W. Road impacts on abundance, call traits, and body size of rainforest frogs in Northeast Australia. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 15, p. 3: 1-16, Jan. 2010.

HOSTETLER, J. A. et al. Demographic consequences of anthropogenic influences: Florida black bears in north-central Florida. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 2456-2463, June 2009.

HOULE, M. et al. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 25, p. 419-433, Mar. 2010.

IGLESIAS, C.; MATA, C.; MALO, E. The influence of traffic noise on vertebrate road crossing through underpasses. **Ambio**, Stockholm, p. 1-9, Mar. 2011.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. **Biological Conservation**, Oxford, v. 144, n. 12, p. 3143-3148, Dec. 2011.

JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 185, p. 329-348, Jan. 2005.

JEDRZEJEWSKI, W. et al. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. **Diversity and Distributions**, Austin, v. 10, p. 225-233, May 2004.

JOHNSON, W. C.; COLLINGE, S. K. Landscape effects on black-tailed prairie dog colonies. **Biological Conservation**, Oxford, v. 115, p. 487-497, Jan. 2004.

KANDA, L. L.; FULLER, T. K.; SIEVERT, P. R. Landscape Associations of Road-killed Virginia Opossums (*Didelphis virginiana*) in Central Massachusetts. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 156, p. 128-134, July 2006.

KAISER, K. et al. When sounds collide: the effect of anthropogenic noise on a breeding assemblage of frogs in Belize, Central America. **Behaviour**, Leiden, v.148, p. 215-232, Jan. 2011.

KAISER, K.; HAMMERS, J. L. The effect of anthropogenic noise on male advertisement call rate in the neotropical treefrog, *Dendropsophus triangulum*. **Behaviour**, Leiden, v.146, p. 1053-1069, Dec. 2009.

KARRAKER, N. E. Are embryonic and larval green frogs (*Rana clamitans*) insensitive to road deicing salt? **Herpetological Conservation and Biology**, Tampa, v. 2, n. 1, p. 35-41, Jan. 2007.

KARRAKER, N. E.; GIBBS, J. P.; VONESH, J. R. Impacts of road deicing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. **Ecological Applications**, Washington, v. 18, n. 3, p. 724-734, Apr. 2008.

KARRAKER, N. E.; RUTHIG, G. R. Effect of road deicing salt on the susceptibility of amphibian embryos to infection by water molds. **Environmental Research**, Amsterdam, v. 109, p. 40-45, Jan. 2009.

KUITUNEN, M. T. et al. Impact of busy roads on breeding success in Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*. **Environmental Management**, New York, v. 31, n. 1, p. 79-85, Jan. 2003.

LAUNDRÉ, J. W. et al. Evaluating potential factors affecting puma *Pumaconcolor* abundance in the Mexican Chihuahuan Desert. **Wildlife Biology**, Freiburg, v.15, p. 207-212, Jan. 2009.

LAURANCE, S. G. W.; STOUFFER, P. C.; LAURANCE, W. F. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, p. 1099-1109, Aug. 2004.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Tree**, Oxford, v. 24, n. 12, p. 659-699, Sept. 2009.

LEE, P. et al. Breeding bird species richness in Taiwan: distribution on gradients of elevation, primary productivity and urbanization. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, p. 307-314, Feb. 2004.

LENGAGNE, T. Traffic noise affects communication behavior in a breeding anuran, *Hyla arborea*. **Biological Conservation**, Oxford, v. 141, p. 2023-2031, July 2008.

LEONARD, M. L.; HORN, A. G. Does ambient noise affect growth and begging call structure in nestling birds? **Behavioral Ecology**, New York, v. 19, p. 502-507, Jan. 2008.

LIKER, A. et al. Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 77, p. 789-795, July 2008.

MACE, R. D. et al. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, p. 1395-1404, Dec. 1996.

MARCHAND, M. N.; LITVAITIS, J. A. Effects of habitats features and landscape composition on the population structure of a common aquatic turtle in a region undergoing rapid development. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, n. 3, p. 758-767, June 2004.

MARCHELLESI, M.; SALA, L.; MAURI, M. Bioaccumulation of PGEs and other traffic-related metals in populations of the small mammal *Apodemus sylvaticus*. **Chemosphere**, Oxford, v. 80, p. 1247-1254, July 2010.

MARQUIS, O. et al. Variation in genotoxic stress tolerance among frog populations exposed to UV and pollutant gradients. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 95, p. 152-161, Sept. 2009.

MATTSON, D. J. Human impacts on bear habitat use. **International Conference on Bear Research and Management**, Victoria, v. 8, p. 33-56, Jan. 1990.

MAZEROLLE, M. J. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. **Herpetologica**, Austin, v. 60, n. 1, p. 45-53, Jan. 2004.

MAZEROLLE, M. J.; HUOT, M.; GRAVEL, M. Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. **Herpetologica**, Austin, v. 61, n. 4, p. 380-388, Dec. 2005.

MCCALL, S. C. et al. Evidence that a highway reduces apparent survival rates of squirrel gliders. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 15, n. 3, p.1-17, Sept. 2010.

MCCOWN, J. W. et al. Effect of traffic volume on American black bears in central Florida, USA. **Ursus**, Boerne, v. 20, n 1, p. 39-46, Jan. 2009.

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

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, New York, v. 11, p. 161-176, Jan. 2008.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **BioScience**, Washington, v. 52, p. 883-890, Jan. 2002.

MCLELLAN, B. N.; SHACKLETON, D. M. Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behavior, habitat use and demography. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 25, p. 451-460, Aug. 1988.

MERRILL, S. B. Road densities and gray wolf, *Canis lupus*, habitat suitability: an exception. **The Canadian Field-Naturalist**, Ottawa, v. 114, n. 2, p. 312-313, Jan. 2000.

MINEAU, P.; BROWNLEE, L. J. Road salts and birds: an assessment of the risk with particular emphasis on winter finch mortality. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 33, n. 3, p. 835-841, Sept. 2005.

MLADENOFF, D. J.; SICKLEY, T. A.; WYDEVEN, A. P. Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. **Ecological Applications**, Washington, v. 9, n. 1, p. 37-44, Jan. 1999.

NELLEMAN, C.; CAMERON, R. D. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 76, p. 1425-1430, Jan. 1998.

OBERWEGER, K.; GOLLER, F. The metabolic costs of birdsong production. **Journal of Experimental Biology**, London, v. 204, p. 3379-3388, Oct. 2001.

PALMA, L.; BEJA, P.; RODRIGUES, M. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 36, p. 812-824, Oct. 1999.

PARRIS, K. M.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. **Ecology and Society**, Wolfville, v.14, n. 1, p. 1-23, Dec. 2009.

PARRIS, K. M.; VELIK-LORD, M.; NORTH, J. M. A. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-24, June 2009.

PELLET, J.; GUISAN, A.; PERRIN, N. A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, n. 6, p. 1599-1606, Dec. 2004.

PERIS, S. J.; PESCADOR, M. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. **Applied Acoustics**, Amsterdam, v. 65, p. 357-366, Jan. 2004.

PINOWSKI, J. Roadkills of vertebrates in Venezuela. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 191-196, Mar. 2005.

PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v. 108, p. 229-237, Feb. 2002.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. **Vertebrate life**. 8. ed. Old Tappon: Pearson Education, 2008. 733 p.

RAUTIO, A. et al. Sex, age, and tissue specific accumulation of eight metals, arsenic, and selenium in the European hedgehog (*Erinaceuseuropaeus*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 59, p. 642-651, Apr. 2010.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; MEEUWSEN, H. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. **Biological Conservation**, Oxford, v. 75, p. 255-260, Apr. 1995.

RHEINDT, F. E. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **Journal of Ornithology**, New York, v. 144, p. 295-306, July 2003.

RICHARDSON, J. H.; SHORE, R. F.; TREWEEK, J. R. Are major roads a barrier to small mammals? **Journal of Zoology**, London, v. 243, p. 840-846, Dec. 1997.

ROE, J. H.; GIBSON, J.; KINGSBURY, B. A. Beyond the wetland border: estimating the impact of roads for two species of water snakes. **Biological Conservation**, Oxford, v. 130, p. 161-168, Jan. 2006.

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

ROEDENBECK, I. A.; VOSER, P. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepuseuropaeus*) in Switzerland. **European Journal of Wildlife Research**, New York, v. 54, p. 425-437, Jan. 2008.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Effect of road density on abundance of white-footed mice. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 22, p. 1501-1512, Jan. 2007.

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

SANZO, D.; HECNAR, S. J. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Ranasylyatica*). **Environmental Pollution**, Barking, v. 140, p. 247-256, Mar. 2006.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 18-32, Jan. 1991.

SCHER, O.; THIERY, A. Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). **Hydrobiologia**, New York, v. 551, p. 237-251, Nov. 2005.

SEILER, A. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 42, p. 371-382, Apr. 2005.

SNODGRASS, J. W. et al. Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: variation in sensitivity among species. **Environmental Pollution**, Barking, v. 154, p. 291-297, Jan. 2008.

ST CLAIR, C. C.; FORREST, A. Impacts of vehicle traffic on the distribution and behavior of rutting elk, *Cervuselaphus*. **Behaviour**, Leiden, v. 146, n. 3, p. 393-413, Jan. 2009.

SUMMERS, P. D.; CUNNINGTON, G. M.; FAHRIG, L. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, p. 1527-1534, Dec. 2011.

SUN, J. W. C.; NARINS, P. M. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. **Biological Conservation**, Oxford, v. 121, p. 419-427, Jan. 2005.

SURES, B. et al. Lead concentrations in *Hymenolepisdiminuta* adults and *Taeniataeniaeformis* larvae compared to their rat hosts (*Rattusnorvegicus*) sampled from the city of Cairo, Egypt. **Parasitology**, London, v. 127, p. 483-487, Nov. 2003.

TALMAGE, S. S.; WALTON, B. T. Small mammals as monitors of environmental contaminants. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 119, p. 47-145, Jan. 1991.

THORNTON, D.; BRANCH, L.; SUNQUIST, M. Passive sampling effects and landscape location alter associations between species traits and response to fragmentation. **Ecological Applications**, Washington, v. 21, n. 3, p. 817-829, Apr. 2011.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 1, p.18-30, Feb. 2000.

VILACA, T. R. A.; SILVA, J. D. R.; SOLE, M. Vocalization and territorial behaviour of *Phyllomedusanordestina* Caramaschi, 2006 (Anura: Hylidae) from southern Bahia, Brazil. **Journal of Natural History**, Florence, v. 45, n. 29-30, p. 1823-1834, Aug. 2011.

VOS, C. C.; CHARDON, J. P. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 44-56, Feb. 1998.

WALLER, J. S.; SERVHEEN, C. Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in Northwestern Montana. **The Journal of Wildlife Management**, Flagstaff, v. 69, n. 3, p. 985-1000, Jan. 2005.

WITH, K. A.; KING, A. W. Extinction threshold for species in fractal landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, p. 314 -326, Apr. 1999.

WHITED, D. et al. The importance of local and regional factors in predicting effective conservation: planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 49, p. 49-65, May 2000.

WOLLERMAN, L. Stabilizing and directional preferences of female *Hyla braccata* for calls differing in static properties. **Animal Behaviour**, St. Andrews, v. 55, p. 1619-1630, June 1998.

XIA, L.; YANG, Q.; LI, Z.; WU, Y.; FENG, Z. The effect of the Qinghai-Tibet railway on the migration of Tibetan antelope *Pantholopshodgsonii* in Hoh-xii National Nature Reserve, China. **Oryx**, Oxford, v. 41, n. 3, p. 352-357, July 2007.

YOST, A. C.; WRIGHT, R. G. Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska. **Arctic**, Alberta, v. 54, n. 1, p. 41-48, Mar. 2001.

ZUG, G. R.; VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology, an introductory biology of amphibians and reptiles**. 2. ed. London: Academic, 2001. 630 p.

### **CAPÍTULO 3**

#### **EFEITO DE BORDA DE RODOVIAS SOBRE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS TROPICAIS**

## RESUMO

Estudo em regiões temperadas e subtropicais tem demonstrado que rodovias causam muitos efeitos em pequenos mamíferos, que podem ser neutro, positivo (efeito de borda) ou negativo (efeito de borda e barreira). O efeito de borda de rodovias sobre esse grupo de fauna depende de outros fatores, como vegetação, topografia e paisagem. Sendo assim, buscamos avaliar como fatores ambientais afetam o número de pequenos mamíferos e identificar o efeito de borda da rodovia (neutro, positivo ou negativo) sobre esse grupo. Selecionamos dois trechos de rodovia no sul de Minas Gerais, onde amostramos 20 fragmentos florestais. Utilizando métodos de captura-marcação-recaptura, amostramos os pequenos mamíferos em um gradiente de 300 metros na direção rodovia-fragmento, totalizando 16 armadilhas equidistantes 20 metros entre si. Realizamos modelos GLMM para riqueza, número de indivíduos da comunidade e número de indivíduos de espécies individuais com  $N > 30$  (*Akodon* sp., *Cerradomyssubflavus*, *Marmosopsincanus* e *Riphidomys* sp.). Para avaliar o efeito de borda da rodovia realizamos regressão via ajustamento de curva entre riqueza e número de indivíduos com a distância da rodovia. A distância da rodovia, distância da borda do fragmento sem rodovia e matriz foram as variáveis ambientais que mais afetaram a distribuição das espécies, embora algumas tenham sido afetadas também pela densidade da vegetação (*Akodon* sp.) e altitude (*Riphidomys* sp.). Essas são variáveis ligadas a quantidade e qualidade de recursos, sendo assim acreditamos que a ocorrência de *Akodon* sp., *Cerradomyssubflavus* e *Marmosopsincanus* esteja relacionado a disponibilidade de recursos. Para *Riphidomyssp.* os modelos foram fracos e não conseguimos explicar os fatores que afetam sua distribuição. A riqueza de espécies não variou dentro do gradiente de distância estudado ( $R^2 = 0,0149$ ;  $p = 0,6524$ ). A comunidade, *Akodon* sp. e *Cerradomyssubflavus*, incluindo machos e fêmeas de ambas as espécies, tiveram resposta positiva ao efeito de borda. Já fêmeas de *Riphidomyssp.* e *Marmosopsincanus* (com exceção de machos) sofreram efeito negativo da borda da rodovia. Machos de *Marmosopsincanus* e *Riphidomyssp.* (com exceção das fêmeas) sofreram um efeito neutro da borda da rodovia. Com nossos resultados é possível concluir que os efeitos de borda de rodovia para pequenos mamíferos tropicais possuem uma resposta específica para cada espécie. Acreditamos que isto esteja relacionado ao hábito das espécies, uma vez que houve um acréscimo do número de indivíduos de espécies terrestres nas bordas, enquanto houve um decréscimo das espécies arborícolas.

**Palavras-chave:** Zona de efeito de rodovia. Terrestre. Arborícola. Matriz.

## ABSTRACT

Studies in temperate and subtropical regions have shown that roads cause many effects in small mammals, which can be neutral, positive (edge effects) or negative (edge and barrier effect). The road edge effects in this group depend on other factors such as vegetation, topography and landscape. Therefore, we seek to assess how environmental factors affect the number of small mammals and identify the effect of the road edge (neutral, positive or negative) in this group. We selected two stretches of roads in the south of Minas Gerais, where 20 forest fragments are sampled. Using methods of capture-mark-recapture we sampled small mammals in a gradient of 300 meters towards road-fragment, totaling 16 traps equidistant 20 meters from each other. We used GLMM models for richness, number of individuals in community and number of individual for species with  $N > 30$  (*Akodon* sp., *Cerradomyssubflavus*, *Marmosopsincanus* e *Riphidomys* sp.). To evaluate the effect of the road edge we made regression between richness and number of individuals with distance from the road. The distance of road, distance from the fragment edge without road and matrix were the environmental variables that most affected the distribution of species, although some species also were affected by vegetation density (*Akodon* sp.) and altitude (*Riphidomys* sp.). These variables are linked to quantity and quality of resources, so we believe that the occurrence of *Akodon* sp., *Cerradomyssubflavus* and *Marmosopsincanus* are related to resource availability. *Riphidomys* sp. models were weak and we can't explain the factors affecting their distribution. Species richness did not vary within the gradient of distance studied ( $R^2 = 0,0149$ ;  $p = 0,6524$ ). The small mammals community, *Akodon* sp. and *Cerradomyssubflavus*, including males and females of both species, had a positive response to the road edge effect. Female of *Riphidomys* sp. and *Marmosopsincanus* (except males) had a negative effect from the road edge. Males of *Marmosopsincanus* and *Riphidomys* sp. (except females) had a neutral effect of the road edge. With our results we conclude that the effects of road edge to tropical small mammals have a specific answer for each species. We believe this is related to the habit of species, since there was an increase in the number of individuals of terrestrial species on the edges, while there was a decrease in arboreal species.

**Keywords:** Road zone effect. Terrestrial. Arboreal. Matrix.

## 1 INTRODUÇÃO

Rodovias alteram a estrutura da paisagem (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2008), constituindo atualmente um dos principais agentes de fragmentação, seja de forma direta, na construção e ampliação dos sistemas rodoviários, como indiretamente, através da facilitação da ocupação humana. Rodovias facilitam o acesso de caçadores (FORMAN; ALEXANDER, 1998), mineradoras (LAURANCE, 2008), madeireiras (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009), novos colonizadores, cultivos agrícolas, queimadas e especuladores imobiliários (LAURANCE, 1998).

A construção e ampliação de sistemas rodoviários alteram o ambiente físico (geologia, topografia e hidrologia) e químico (FORMAN et al., 2003). Essas alterações refletem diretamente sobre as comunidades biológicas. Para a biodiversidade os impactos mais visíveis são a perda de habitats, que incrementa o efeito de borda e barreira, e a mortalidade por atropelamento (TAYLOR; GOLDINGAY, 2004; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). As bordas rodovia-fragmento tendem a apresentar comunidades biológicas modificadas e simplificadas em termos de número de espécies e indivíduos (FORMAN et al., 2003; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Além disso, a rodovia atua como barreira de dispersão para algumas espécies (MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008), reduzindo o tamanho e persistência de populações (JAEGER et al., 2005).

O efeito de borda e efeito barreira causado por rodovias é particularmente significativo em regiões tropicais, uma vez que muitas espécies dessas regiões evitam bordas e clareiras, devido a especializações na locomoção (WILSON; MARSH; WINTER, 2007), exigências microclimáticas (GOOSEM, 2000; LAURANCE, 2004), exclusão por espécies invasoras, além do volume de tráfego, poluição sonora e do ar (LAURANCE et al., 2008; LAURANCE;

GOOSEM; LAURANCE, 2009). Nas florestas tropicais, uma variedade de espécies de vertebrados de pequeno e grande porte tende a evitar até pequenas clareiras de floresta (menos de 30 metros) (GOOSEM, 2001; LAURANCE, 2004; LAURANCE; STOUFFER; LAURANCE, 2004; LAURANCE et al., 2006; LAURANCE et al., 2008; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008).

Utilizando métodos de captura-marcação-recaptura, carretel de rastreamento ou translocação, os trabalhos que estudaram o efeito de borda de rodovias sobre pequenos mamíferos de regiões temperadas e subtropicais têm demonstrado que a estrutura de comunidade se altera significativamente próxima as bordas das rodovias (GOOSEM, 2000; GOOSEM, 2001; LAURANCE et al., 2008; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009), que servem de habitat para espécies generalistas (BELLAMY et al., 2000; GOOSEM, 2000; RICO; KINDLMANN; SEDLACEK, 2007; FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009), enquanto as especialistas ficam restritas a áreas mais distantes (GOOSEM, 2000). Estes trabalhos tem demonstrado também que fatores como topografia (BELLAMY et al., 2000), vegetação (BELLAMY et al., 2000; RYTWINSKI; FAHRIG, 2007) e estrutura da paisagem (ex. conectividade e tamanho de fragmentos) (RYTWINSKI; FAHRIG, 2007) podem influenciar na ocorrência de pequenos mamíferos em áreas sobre influência de rodovias.

Para avaliar os efeitos de borda impostos por estradas sobre comunidades de pequenos mamíferos tropicais avaliamos o número de indivíduos de pequenos mamíferos em relação a um gradiente de distância da rodovia, buscando identificar qual o efeito de borda da rodovia (positivo, neutro ou negativo) sobre a comunidade e populações e os fatores ambientais que afetam a riqueza e distribuição dos indivíduos. Para isso testamos a hipótese de que se as espécies de pequenos mamíferos possuem comportamento de *edgeavoidance* devido a rodovia, a riqueza e número de indivíduos declinam próximo a rodovia.

## 2 MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

As amostragens foram realizadas em dois trechos de rodovias pavimentadas com largura de 12 m, no sul de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. O primeiro trecho possui 70 km de extensão e está localizado na BR 383 entre os municípios de São João Del Rei (21°13'44" S; 44°22'32" W) e São Vicente de Minas (21°41'50" S; 44°26'20" W) (Figura 1) e possui um volume de tráfego médio de 215 veículos/dia. O segundo trecho possui 86 km de extensão e se localiza na MG 354 e MG 335, entre os municípios de Luminárias (21°30'22" S, 44°54'57" W) e Bom Sucesso (21°02'03" S, 44°46'33" W) (Figura 1) e possui volume de tráfego médio de 240 veículos/dia. O tráfego de veículos dos dois trechos estudados é similar (teste t;  $t = - 0,0051$ ;  $p = 0,498$ ) e portanto ambas rodovias podem ser avaliadas juntas. O trecho entre Luminárias e Bom Sucesso foi chamado de MG 354, embora inclua dados das duas rodovias amostradas nesse trecho.

O clima da região se caracteriza por uma precipitação média anual em torno de 1.500 mm e temperatura média anual de 19,4 °C (BRASIL, 1992). A altitude varia de 920 a 1.180 m. A região está inserida dentro do bioma da Mata Atlântica, em uma área de transição com o bioma Cerrado. O Cerrado constitui uma savana tropical, enquanto a Mata Atlântica é uma floresta tropical, ambos biomas considerados hotspots de conservação devido ao elevado grau de endemismo e ameaça de conservação (MYERS et al., 2000). A paisagem da região se caracteriza por um mosaico de áreas agrícolas, pastagens, compreendendo vegetação de cerrado (Cerradão, Cerrado *strictu sensu*, Campo

Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo), matas de galerias e manchas de florestas estacionais semidecíduais (DALANESI et al., 2004).

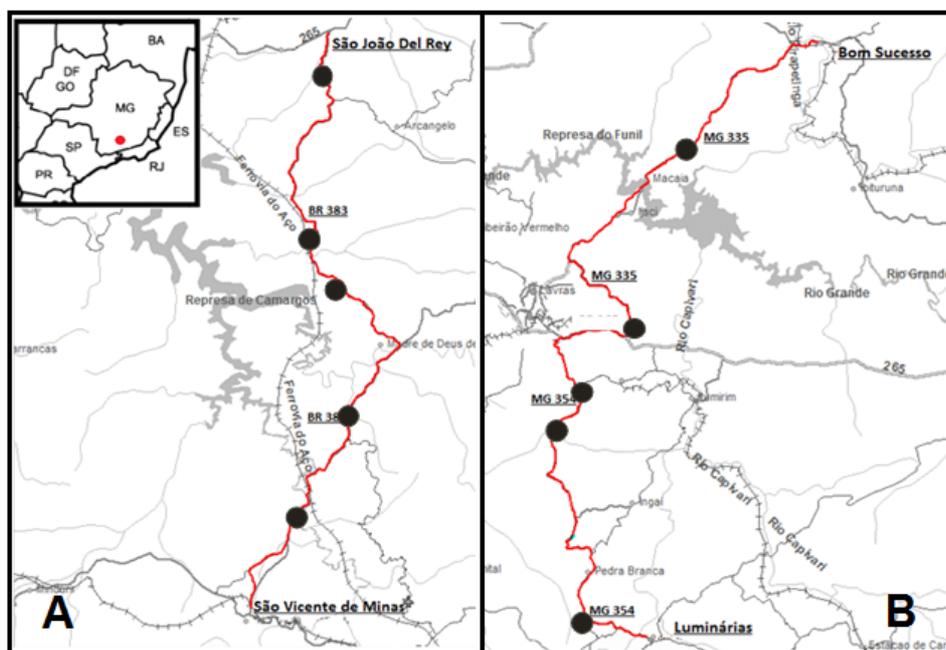


Figura 1 Áreas de amostragem (pontos pretos) na rodovia BR 383, entre os municípios de São João del Rei e São Vicente de Minas (A) e na rodovia MG 354 e MG 335, entre os municípios de Bom Sucesso e Luminárias (B)

## 2.2 Amostragem de Pequenos Mamíferos

Em cada trecho estudado selecionamos dez fragmentos de mata tangenciados pela rodovia. Os fragmentos estavam dispostos em conjuntos de dois fragmentos localizados frente a frente com a distância entre eles variando entre 19 e 143 metros (

Figura 2). Mesmo com a proximidade desses fragmentos, consideramos cada um como independente, devido rodovias causarem um efeito barreira nos indivíduos de pequenos mamíferos (GOOSEM, 2001; RICO; KINDLMANN; SEDLACEK, 2007). Os fragmentos foram amostrados trimestralmente durante 15 meses de amostragens (N = 5). Amostramos espécies da Ordem Rodentia e Marsupialia de pequeno (ex. *Gracilinanus* sp., com peso máximo de 40g) e médio porte (ex. *Didelphis* sp., peso máximo de 2,7 kg) (REIS et al., 2011).

O método utilizado foi o de captura-marcação-recaptura, sendo que em cada fragmento estabelecemos um transecto de 300 metros na direção rodovia-fragmento. Em cada transecto amostramos 16 pontos de capturas equidistantes 20 metros entre si, iniciando na borda da rodovia (entre 2 e 10m). Em cada ponto foram instaladas duas armadilhas, uma no estrato terrestre (Shermann e Tomahawk intercaladas) e outra no estrato arbóreo (Shermann) (

Figura 2), entre 1 e 2 metros de altura, buscando amostrar a maior gama de espécies possível de diferentes hábitos de vida. As armadilhas Sherman possuíam dimensões de 27x12x12 cm, enquanto as Tomahawk 45x17,5x15 cm. As armadilhas foram armadas no primeiro dia de cada campanha de captura, iscadas com uma mistura de banana, sardinha, amendoim moído e fubá, e verificadas pela manhã dos dias seguintes, totalizando cinco dias desde a instalação até a retirada das armadilhas que resultou em 12.800 armadilhas-noite no total.

Os animais capturados foram identificados, marcados com brincos numerados (National Band & Tag Co.) e liberados no mesmo ponto de captura. Com isso obtivemos o número de indivíduos de pequenos mamíferos em cada ponto de captura que foi utilizado como variável resposta. Como número de indivíduos considerou todos os registros de captura e recaptura (sem distinção entre adultos e juvenis), porém recapturas de indivíduos no mesmo ponto de captura em uma mesma campanha de campo foram desconsiderados.

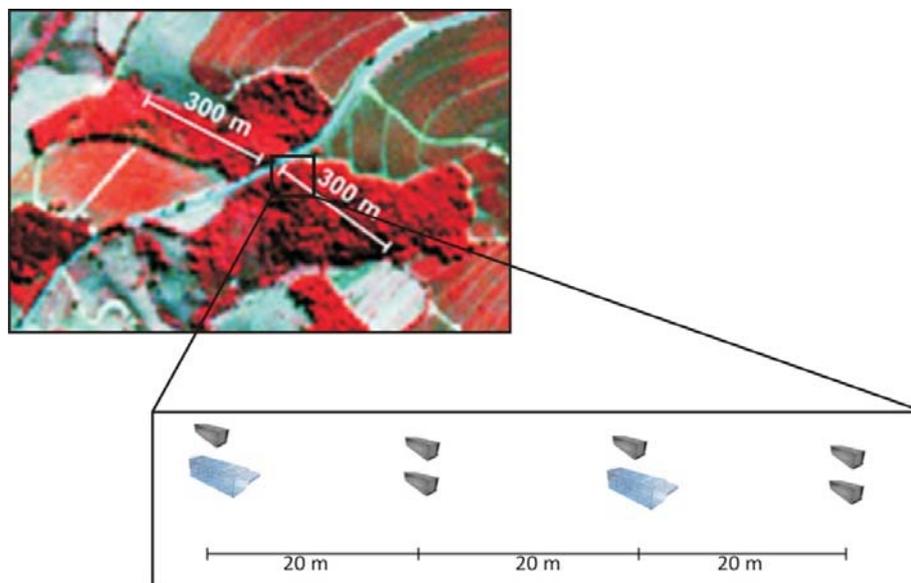


Figura 2 Delineamento amostral representado dois fragmentos amostrados e disposição das armadilhas de captura de pequenos mamíferos

### 2.3 Amostragem das Variáveis Ambientais

Avaliamos parâmetros que podem influenciar as comunidades de pequenos mamíferos na nossa área de estudo (BELLAMY et al., 2000; RYTWINSKI; FAHRIG, 2007). Esses parâmetros foram divididos em duas escalas: micro paisagem e paisagem. Na escala de micro paisagem cada ponto de captura de pequeno mamífero foi considerado uma unidade amostral. Coletamos a posição geográfica e a altitude de cada ponto de captura utilizando um GPS de mão com altímetro barométrico e erro máximo de 5 metros. Utilizando uma imagem de satélite georreferenciada com resolução espacial de 5 metros, medimos no programa ArcGIS9.3 a distância da rodovia e a distância da borda

de cada ponto de captura. Para isso, consideramos a distância da rodovia mais próxima do ponto de captura; visto que alguns fragmentos estavam localizados

em trechos sinuosos com curvas nem sempre essa distância esteve relacionada ao transecto de amostragem; e a distância da borda foi considerada a distância da borda do fragmento mais próxima sem a presença da rodovia. Para calcular a densidade de vegetação ( $m^2/ha$ ) estabelecemos parcelas circulares de 3 m de raio em cada ponto de captura dos pequenos mamíferos. Medimos todas as árvores vivas dentro das parcelas com DAP (diâmetro a altura do peito, 1,30 m) maior ou igual a 5 cm. A densidade da vegetação de cada parcela foi calculada como a soma da área basal ( $AB = \pi * r^2$ ) das árvores dividido pela área da parcela (0,0028 ha).

Na escala de paisagem cada fragmento foi considerado uma unidade de amostragem. Com a mesma imagem de satélite utilizada para a micro paisagem, calculamos o tamanho da área e perímetro de cada fragmento amostrado. O perímetro foi utilizado para calcular a forma (circularidade) de cada fragmento, através da fórmula:  $C = A * 4 \pi / P^2$ , onde A = tamanho da área do fragmento e P = perímetro do fragmento. O valor da circularidade varia de 0 a 1, sendo que 1 é o círculo perfeito. Avaliamos também a matriz presente imediatamente na borda de cada fragmento, que foi classificada em quatro tipos: agricultura, agricultura rotativa, pastagem e eucalipto. A densidade da vegetação de cada fragmento ( $m^2/ha$ ) foi calculada da mesma forma que para a micropaisagem, porém considerando o tamanho da área das 16 parcelas (0,0448 ha) amostradas por fragmento. A declividade foi calculada utilizando o ponto mais alto e o mais baixo de cada fragmento, cujo ângulo de inclinação foi calculado pela fórmula:  $\text{sen}\theta = \text{cateto oposto}/\text{hipotenusa}$ .

## 2.4 Análise de Dados

Para evitar a inclusão de pseudoréplicas entre os fragmentos localizados frente a frente, aumentando a probabilidade de erros do tipo I, realizamos uma

análise de similaridade entre os fragmentos que foram considerados as unidades amostrais nesta análise. Sendo assim, utilizamos as variáveis ambientais da escala de paisagem (tamanho da área, circularidade, densidade da vegetação e declividade) e número de indivíduos das espécies mais comuns ( $N > 30$ ) para avaliar a similaridade entre os fragmentos dispostos frente a frente através de teste de ANOSIM no programa Primer 6. Quando considerados similares ( $p > 0,05$ ) um dos fragmentos foi eliminado por sorteio.

Para avaliar o efeito de borda da rodovia consideramos cada ponto de captura como uma unidade amostral. Avaliamos se a relação da distância da rodovia com a riqueza, número total de indivíduos considerando toda comunidade e número total das espécies individuais é neutra, positiva ou negativa através de teste de regressão por ajustamento de curva entre número total de indivíduos e distância média da rodovia em cada ponto de captura. Para as espécies individuais, as regressões foram realizadas para todos os indivíduos e para cada sexo separadamente.

Utilizamos GLMM para avaliar as variáveis ambientais que afetam a riqueza e número de indivíduos de pequenos mamíferos. Os modelos foram realizados para riqueza, onde o número de espécies foi considerado a variável resposta; para comunidade, onde o número de indivíduos de todos os pequenos mamíferos, independente da espécie, foi considerada a variável resposta; e para as espécies que tiveram  $N > 30$  (BISSONETE; ROSA, 2009). Utilizamos densidade da vegetação ( $m^2/ha$ ) no ponto de captura, altitude, distância da rodovia, distância da borda sem rodovia, tipo de armadilha (Shermann/Shermann ou Tomahawk/Shermann) (micro paisagem), matriz (paisagem) e o número de indivíduos das espécies mais comuns como efeito fixo. Esta última variável foi incorporada para testar a competição, ou seja, se a ocorrência de uma espécie estaria influenciando a ocorrência de outra.

Fragmento amostrado (variação espacial) e campanha de campo (variação sazonal) foram utilizados como efeito aleatório.

A região estudada é altamente fragmentada, sendo que alguns fragmentos podem ser considerados inteiramente como borda. Para evitar interpretações precipitadas em relação a origem do efeito de borda (rodovia ou uso do solo da matriz) incluímos três relações entre a distância da borda sem rodovia e distância da rodovia que foram incorporados nos modelos como efeitos fixos e testados separadamente com as demais variáveis de efeito fixo e aleatório para evitar problemas de multicolinearidade: (1) a primeira relação diz respeito a interação distância da rodovia e distância da borda sem rodovia e foi incluída em todos os modelos avaliados (riqueza, comunidade e espécies individuais); (2) a segunda relação foi um índice de borda que corresponde a razão entre distância da borda sem rodovia e distância da rodovia ( $IB = \text{Dist. Borda} / \text{Dist. Rodovia}$ ) e foi também incluído em todos os modelos; (3) a terceira relação foi um índice obtido considerando o deslocamento das espécies. Para isso, realizamos um histograma de distribuição da distância percorrida por cada espécie entre recapturas e consideramos a distância máxima percorrida em pelo menos 75% dos deslocamentos. Com essa distância estabelecemos um índice de exposição a borda, sendo que a espécie foi considerada exposta a borda quando a distância do ponto de captura foi menor ou igual a distância de deslocamento considerada. Estabelecemos um valor de 0 quando o animal não estava exposto a nenhuma borda, 1 quando exposto a um dos tipos de borda (com e sem rodovia) e 2 quando exposto aos dois tipos de borda. Este índice foi utilizado somente nos modelos das espécies individuais.

Os modelos de GLMM foram realizados utilizando a função “glmer” no pacote “lme4” do ambiente R, usando distribuição de Poisson, devido estamos trabalhando com dados de contagem. Usamos a função ‘dredge’ no pacote “MuMIn” para testar os modelos incluindo todas as combinações possíveis do

modelo selecionado que foram ranqueados utilizando critério de informação Akaike (AICc). Consideramos os melhores modelos àqueles que possuíam  $\Delta_i < 2$ . Quando o  $\omega_i$  foi menor que 0,7 o modelo foi considerado com pouca discriminação, com  $\omega_i$  entre 0,7 e 0,9 considerados discriminação aceitável e com  $\omega_i$  maior que 0,9 com boa discriminação (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Sendo assim, consideramos modelos com forte suporte a partir dos dados aqueles que possuíam  $\Delta_i < 2$  e  $\omega_i > 0,7$ .

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Pequenos mamíferos

Realizamos 682 registros, das quais 462 são capturas e 220 recapturas. Registramos 11 espécies, das quais *Akodonsp.*, *Cerradomyssubflavus*, *Marmosopsincanus* e *Riphidomys* sp. foram analisadas separadamente por possuírem tamanho amostral suficiente ( $N > 30$ ) (Tabela ). *Olygoryzomysnigripes* ( $N = 2$ ) e *Oxymicterussp.* ( $N = 1$ ) foram capturados ocasionalmente e por isso foram excluídos de todas as análises que envolveram a comunidade.

Tabela 1 Número de indivíduos das espécies registradas, incluindo machos, fêmeas e indivíduos de sexo indeterminado (indet.) nas rodovias amostradas. Nesta tabela os dados de recapturas de indivíduos no mesmo ponto de captura em uma mesma campanha de campo foram desconsiderados

<b>Espécies</b>	<b>Total</b>	<b>Fêmeas</b>	<b>Machos</b>	<b>Indet.</b>
<i>Akodonsp.</i>	163	63	86	14
<i>Cerradomyssubflavus</i>	80	47	29	4
<i>Didelphisalbiventris</i>	28	18	8	2
<i>Didelphisaurita</i>	19	8	10	1
<i>Euryoryzomysrussateus</i>	24	12	8	4
<i>Gracilinanusmicrotarsus</i>	29	13	16	0
<i>Marmosopsincanus</i>	131	34	64	33
<i>Nectomyssquamipes</i>	23	10	13	0
<i>Olygoryzomysnigripes</i>	2	1	1	0
<i>Oxymicterussp.</i>	1	1	0	0
<i>Riphidomyssp.</i>	109	62	45	2

### 3.2 Variáveis ambientais

A média da distância da rodovia no primeiro ponto de amostragem foi de 9,7 m (mín. = 2,5; máx. = 27) e no último ponto foi de 228,8 m (mín. = 132,2; máx. = 292,8). A distância da borda sem rodovia variou entre 0,4 e 132,4 metros, enquanto a altitude variou entre 843 m e 1.146 m e a densidade da vegetação entre 0 e 188,6 m<sup>2</sup>/ha (Apêndice A).

Na escala de paisagem, a área média dos fragmentos foi de 889.513 m<sup>2</sup> (mín.: 26.325; máx.: 4.423.362), com uma densidade de vegetação média de 26,058 m<sup>2</sup>/ha (mín.: 8,798; máx.: 44,961). Já a circularidade variou entre 0,004 e 0,15 e a declividade entre 0,009 e 1,216 (Apêndice B).

Segundo a análise de ANOSIM ( $r = 0,048$ ;  $p = 0,08$ ) os fragmentos 15 e 16 (localizados frente a frente) (Apêndice B) são similares e portanto considerados pseudoréplicas, sendo o fragmento 16 excluído de todas as análises. Estes são também os únicos fragmentos conectados por um duto de água com diâmetro de 3,2 metros.

### 3.3 Efeito de Borda da Rodovia sobre Pequenos Mamíferos

A riqueza de espécies não variou dentro do gradiente de distância estudado ( $R^2 = 0,0149$ ;  $p = 0,6524$ ) (Figura 3 e Tabela ). O número total de indivíduos da comunidade, bem como o número de todos os indivíduos e de machos e fêmeas de *Akodonsp.* e *Cerradomys subflavus* apresentaram relação negativa com a distância da rodovia e, portanto, uma resposta positiva ao efeito de borda (Tabela , Figura 3, Figura 4 e Figura 5). O número total de fêmeas de *Riphidomys* sp. e de todos os indivíduos e fêmeas de *Marmosopsincanus* foi positivamente relacionada com a distância da rodovia apresentando, portanto, um efeito negativo da borda da rodovia. Já os machos de *Marmosopsincanus*,

todos os indivíduos e machos de *Riphidomyssp.* não apresentaram relação com a distância da rodovia, sofrendo um efeito neutro da borda da rodovia (Tabela , Figura 6 e Figura 7).

Tabela 2 Resultado das regressões relacionando distância da rodovia com a riqueza, comunidade e ocorrência de espécies individuais (incluindo fêmeas e machos) de pequenos mamíferos nas rodovias estudadas. Incluímos 0 para efeito de borda neutro, + para efeito de borda positivo e - para efeito de borda negativo

Variável resposta	R <sup>2</sup>	p	Efeito
Riqueza	0,0149	0,6524	0
Número de indivíduos da comunidade	0,2969	0,0290	+
<i>Akodonsp.</i> (todos indivíduos)	0,5384	0,0012	+
<i>Akodonsp.</i> Fêmeas	0,2840	0,0335	+
<i>Akodonsp.</i> Machos	0,3824	0,0463	+
<i>Cerradomyssubflavus</i> (todos indivíduos)	0,7523	0,0026	+
<i>Cerradomyssubflavus</i> Fêmeas	0,7818	0,0001	+
<i>Cerradomyssubflavus</i> Machos	0,4304	0,0359	+
<i>Marmosopsincanus</i> (todos indivíduos)	0,6405	0,0002	-
<i>Marmosopsincanus</i> Fêmeas	0,3093	0,0273	-
<i>Marmosopsincanus</i> Machos	0,1920	0,0895	0
<i>Riphidomyssp.</i> (todos indivíduos)	0,4633	0,0637	0
<i>Riphidomyssp.</i> Fêmeas	0,3722	0,0120	-
<i>Riphidomyssp.</i> Machos	0,0934	0,4709	0

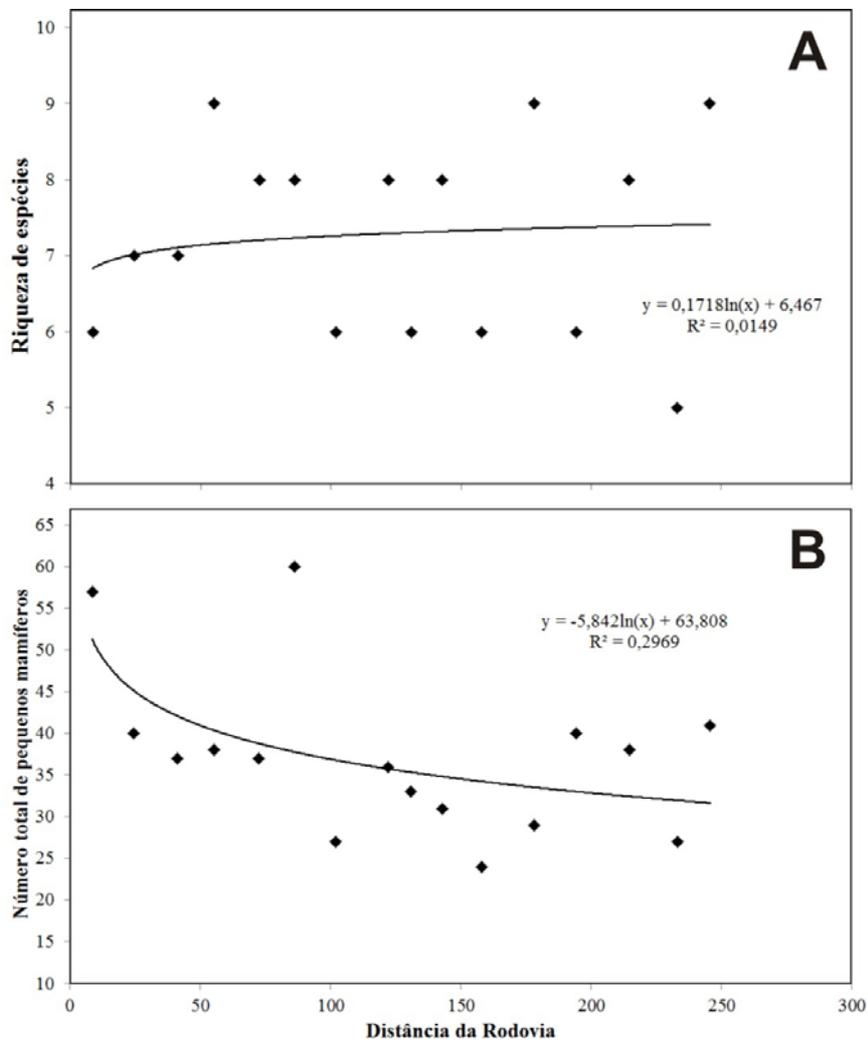


Figura 3 Regressão logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e riqueza de espécies (A) e número total de indivíduos considerando toda comunidade (B) de pequenos mamíferos

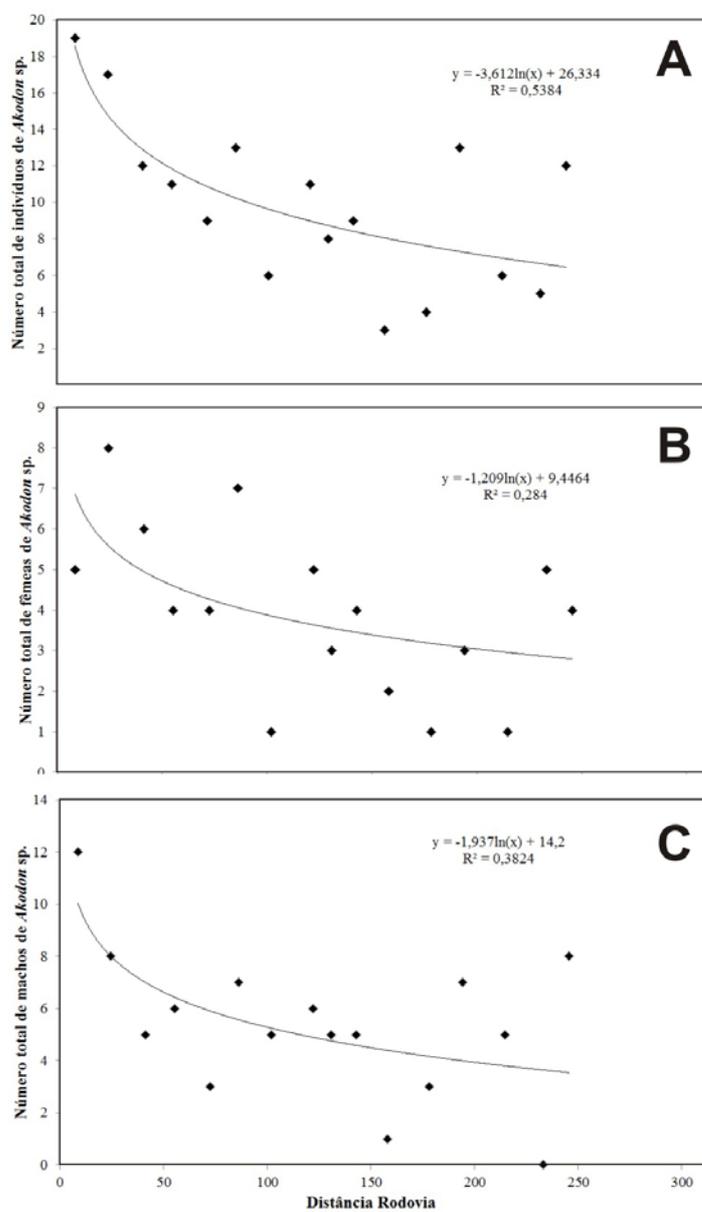


Figura 4 Regressão logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de *Akodon* sp. nas rodovias estudadas

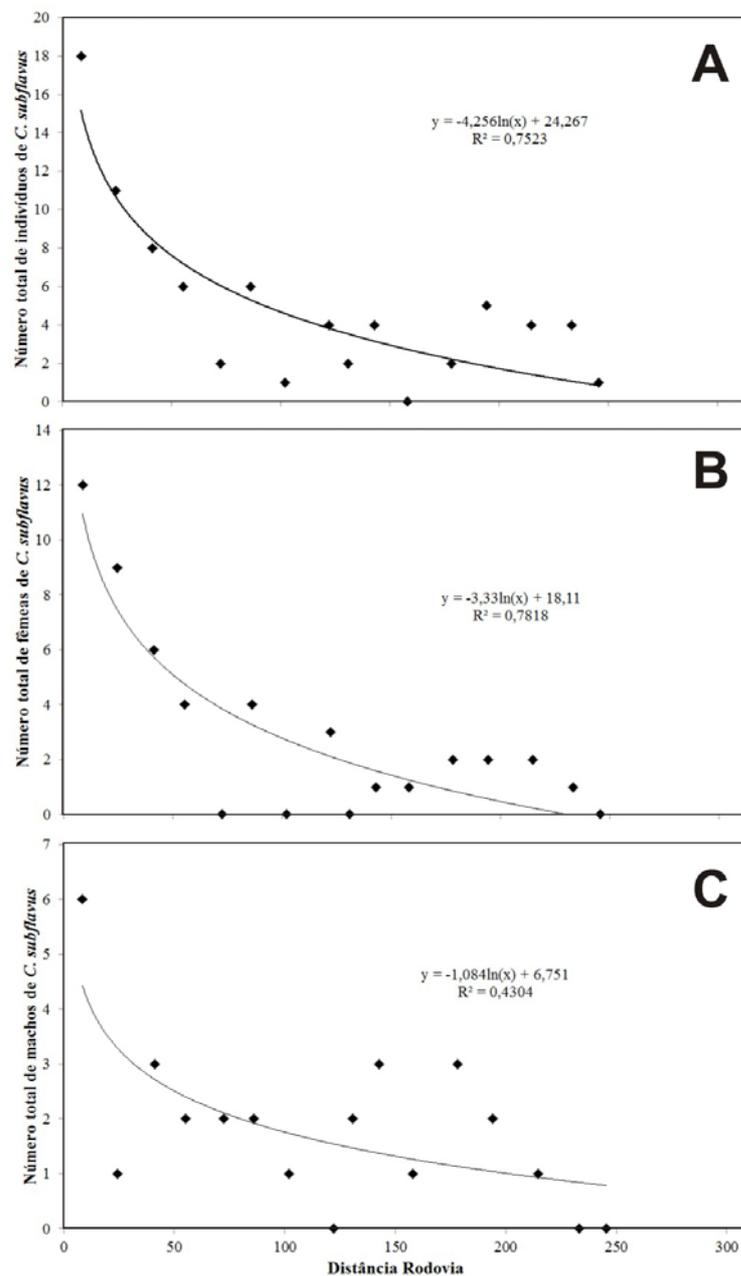


Figura 5 Regressão logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de *Cerradomyssubflavus* nas rodovias estudadas

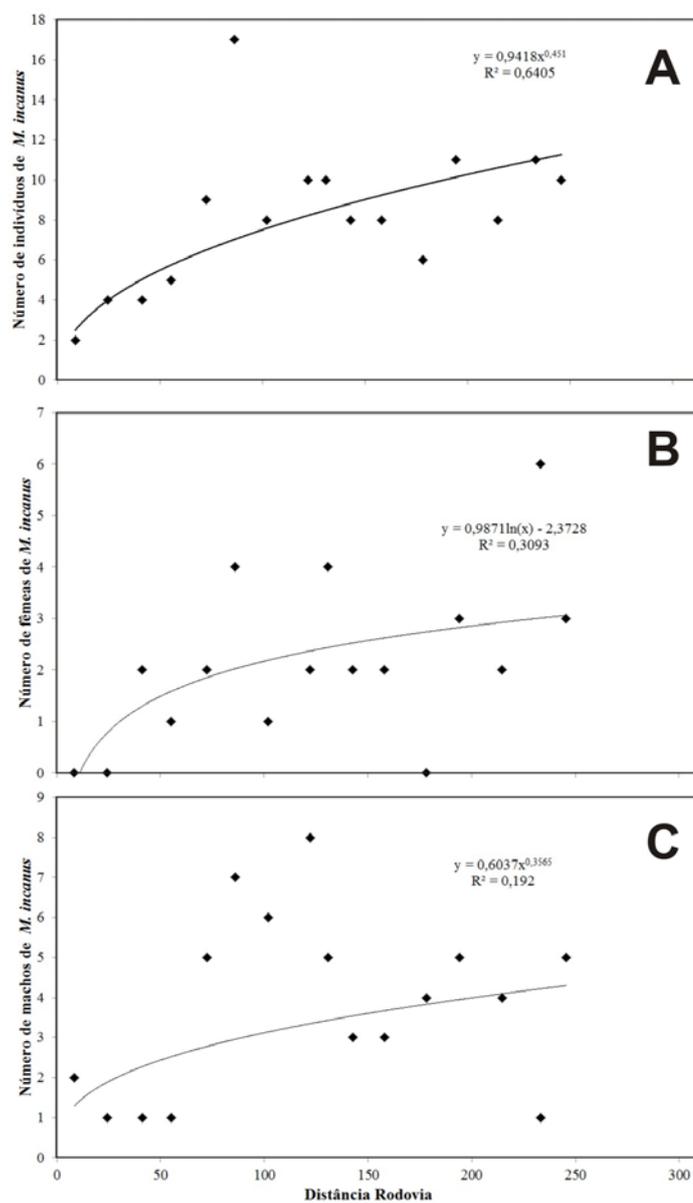


Figura 6 Regressão geométrica e logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de *Marmosopsincanus* nas rodovias estudadas

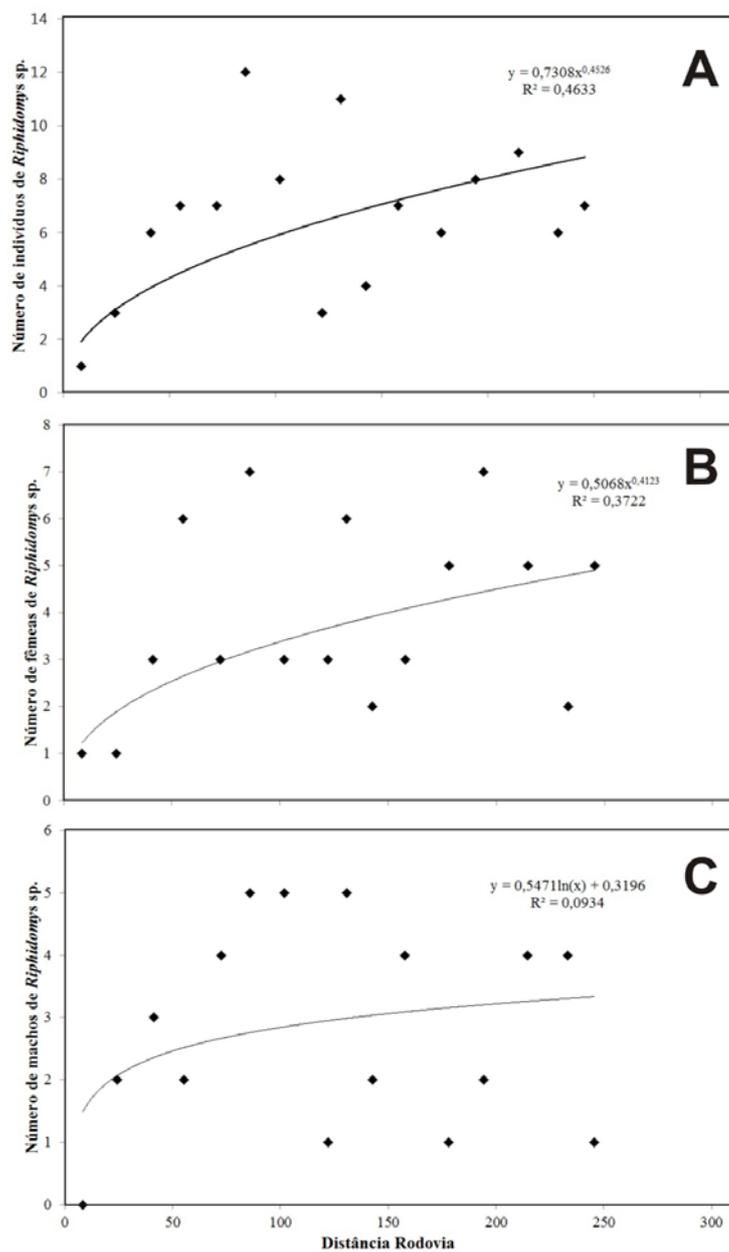


Figura 7 Regressão geométrica e logarítmica mostrando a relação entre distância média da rodovia e número total de indivíduos (A), fêmeas (B) e machos (C) de *Riphidomyss* sp. nas rodovias estudadas

### 3.4 Resposta dos Pequenos Mamíferos às Variáveis Ambientais

O modelo considerando somente armadilha foi o que melhor explicou a riqueza de espécies encontrada. As variáveis de distância da rodovia, distância da borda sem rodovia e matriz foram as que mais explicaram o número de indivíduos de toda comunidade e das espécies individuais, sendo que a comunidade respondeu também ao índice de borda (IB) (Tabela ). Os melhores modelos ( $\Delta i < 2$ ) para todos os indivíduos e fêmeas de *Akodonsp.* incluem também densidade da vegetação, enquanto todos indivíduos e fêmeas de *Riphidomyssp.* responderam também a altitude. Os modelos para machos de *Cerradomyssubflavus*, *Marmosopsincanus* quando considerado todos indivíduos e *Riphidomys sp.* (considerando todos indivíduos e machos e fêmeas separados) tiveram  $\omega_i < 0,7$  e, portanto, considerados, com baixa discriminação e baixo suporte a partir dos dados (Tabela ).

Tabela 3 Critério de informação Akaike (AICc) para riqueza, comunidade e espécies individuais (incluindo fêmeas e machos). Modelos GLMM selecionados incluem fragmento e campanha de campo como efeito aleatório e distância da rodovia (R), distância da borda sem rodovia (B), matriz (M), densidade da vegetação (V), índice de borda (IB), tipo de armadilha (Ar) e altitude (Al) como efeitos fixo. Em sobrescrito estão as relações (positiva “+” ou negativa “-“) de cada variável de efeito fixo dentro dos modelos. \*Melhores modelos com forte suporte a partir dos dados ( $\Delta i < 2$ ;  $\omega_i > 0,7$ )

Variável resposta	Rank	Modelo	K	AICc	$\Delta i$	$\omega_i$	$\square_{\omega_i}$
Riqueza	1*	Ar <sup>+</sup>	4	1188	0	0,75	0,75
Comunidade	1*	IB <sup>+</sup>	4	1516	0	0,92	0,92
	1	R <sup>-</sup>	4	1520	0	0,451	0,451
Comunidade	2	Interce pto	3	1521	1,04	0,268	0,719
	3	R <sup>-</sup> +B <sup>-</sup>	5	1522	1,89	0,175	0,894
	4	B <sup>-</sup>	4	1523	2,89	0,106	1

“Tabela 3, conclusão”

<i>Akodon</i> sp.	Todos	1*	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup> +V <sup>-</sup>	10	644,3	0	0,84	0,84
		2	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup>	9	647,6	3,33	0,16	1
<i>Akodon</i> sp.	Fêmeas	1*	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup> +V <sup>-</sup>	10	361,7	0	0,81	0,81
		2	M <sup>+</sup> +V <sup>-</sup>	9	365,4	3,64	0,13	0,94
		3	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup>	9	368,5	6,82	0,03	0,97
<i>Akodon</i> sp.	Machos	1*	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup>	9	542,3	0	0,92	0,92
		2	R <sup>-</sup>	4	548,2	5,85	0,05	0,97
<i>C.subflavus</i>	Todos	1*	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup>	9	418,5	0	0,97	0,97
		2	R <sup>-</sup>	4	425,3	6,83	0,03	1
<i>C.subflavus</i>	Fêmeas	1*	R <sup>-</sup> +M <sup>+</sup>	9	310,4	0	0,77	0,77
		2	R <sup>-</sup>	4	312,8	2,38	0,23	1
		1	R <sup>-</sup>	4	254,7	0	0,54	0,54
<i>C.subflavus</i>	Machos	2	B <sup>-</sup> +R <sup>-</sup>	5	256,7	2,01	0,20	0,74
		3	Intercep to	3	257,1	2,42	0,16	0,90
		4	B <sup>-</sup>	4	257,9	3,22	0,11	1
		1	R <sup>+</sup> +B <sup>+</sup>	5	617,8	0	0,59	0,59
<i>M.incanus</i>	Todos	2	R <sup>+</sup>	4	619,6	1,83	0,24	0,83
		3	B <sup>+</sup>	4	620,2	2,46	0,17	1
		1*	R <sup>+</sup>	4	262,2	0	0,98	0,98
<i>M.incanus</i>	Machos	1*	M <sup>+</sup>	8	398,3	0	0,70	0,70
		2	Intercep to	3	400,0	1,66	0,30	1
<i>Riphidomys</i> sp.	Todos	1	B <sup>+</sup>	4	507,8	0	0,29	0,29
		2	R <sup>+</sup>	4	508	0,205	0,26	0,55
		3	B <sup>+</sup> + R <sup>+</sup>	5	508,2	0,395	0,23	0,78
<i>Riphidomys</i> sp.	Fêmeas	1	AI <sup>+</sup> + R <sup>+</sup>	5	376,9	0	0,65	0,65
		2	AI <sup>+</sup>	4	379,0	2,06	0,23	0,88
		3	R <sup>+</sup>	4	380,9	3,99	0,09	0,97
<i>Riphidomys</i> sp.	Machos	1	Intercep to	3	307,9	0	0,48	0,48
		2	R <sup>+</sup>	4	309,3	1,39	0,24	0,72
		3	B <sup>+</sup>	4	309,7	1,80	0,19	0,91
		4	R <sup>+</sup> + B <sup>+</sup>	5	311,2	3,35	0,09	1

#### 4 DISCUSSÃO

Quando avaliamos pequenos mamíferos dentro de um contexto de comunidade (riqueza e número total de indivíduos sem distinção da espécie) não observamos comportamento de *edgeavoidance* em relação a borda da rodovia. Pelo contrário, há um efeito positivo, aumentando o número de indivíduos próximo às bordas. Nossos resultados estão de acordo com outros trabalhos realizados em zonas temperadas e subtropicais que mostram que a comunidade de pequenos mamíferos sofre um efeito positivo (incremento de indivíduos) das bordas da rodovia (GOOSEM, 2000; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008; BISSONETTE; ROSA, 2009). Acreditamos que isso ocorra devido as características da história de vida dos pequenos mamíferos, como baixa capacidade de deslocamento, tamanho de corpo pequeno e altas taxas de reprodução (RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). Essas são características (sobretudo baixa capacidade de deslocamento) que levam a um efeito barreira (*roadavoidance*) sobre os indivíduos que, quando não apresentam comportamento de *edgeavoidance*, aumentam em abundância nas bordas devido ao afunilamento dos seus movimentos (BELLAMY et al., 2000; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008; RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). Essa conclusão é suportada pelos trabalhos de Barrientos e Bolonio (2009) e Hostetler et al. (2009) que demonstraram que mamíferos de médio e grande porte que não sofrem com o efeito barreira da rodovia apresentam redução do tamanho populacional próximo as bordas devido cruzarem a rodovia e sofrerem altas taxas de atropelamento.

No entanto, devemos ter cautela ao atribuir um aumento do número de indivíduos como um efeito positivo de rodovias sobre pequenos mamíferos, uma vez que não conhecemos o histórico de perturbação das áreas estudadas. É possível que espécies especialistas de ambientes florestais que ali viviam antes

da fragmentação já tenham sido perdidas, restando espécies comuns a áreas antropizadas, que é o caso das espécies que encontramos (FELICIANO et al., 2002; PASSAMANI; RIBEIRO, 2009), que são então favorecidas pelos ambientes de borda. Essa hipótese é suportada pelo fato de não haver alteração da riqueza da comunidade ao longo do gradiente de distância estudado. De fato a riqueza só foi influenciada pelo tipo de armadilha, sendo que a utilização de dois tipos de armadilhas distintos em nossa amostragem foi relacionada a capacidade destas em amostrar uma maior gama de espécies. Além disso, um aumento do número de pequenos mamíferos pode ser uma evidência de perda de predadores. Barrientos e Bolonio (2009) observaram que o incremento no número de indivíduos da lebre *Oryctolagus cuniculus* em bordas de rodovia está relacionado com o incremento nas taxas de atropelamento de seu predador *Mustelaputorius*. Sabe-se também que serpentes são importantes predadores de roedores (REINERT et al., 2011), ao mesmo tempo em que são muito afetadas por atropelamento (VARGAS-SALINAS et al., 2011). Na nossa área de estudo, excluindo anfíbios, as serpentes representam mais de 30% das ocorrências de atropelamento (BAGER et al., dados não publicados).

Quando as espécies são avaliadas individualmente é possível perceber que a resposta à borda da rodovia varia. No trabalho de Goosem (2000), em zonas subtropicais da Austrália, a autora identifica padrões de *edgeavoidance* relacionando espécies generalistas e especialistas. Achamos essa classificação delicada, devido os conceitos do que são generalistas e especialistas gerar ainda muitas discussões dentro da Ecologia. No entanto, nossos resultados mostram que os padrões de *edgeavoidance* podem estar relacionados aos hábitos das espécies. Espécies predominantemente terrestres como *Akodon* sp. e *Cerradomys subflavus* (LACHER; ALHO, 2001; DALMAGRO; VIEIRA, 2005) apresentam efeito positivo da borda da rodovia, enquanto as espécies arbóricolas *Marmosops incanus* e *Rhipidomys* sp. (PARDINI, 2004; UMETSU;

PARDINI, 2007) possuem comportamento neutro ou negativo da borda darodovia. Na área que estudamos *Marmosopsincanus* foi capturado predominantemente no chão (Qui-quadrado;  $X^2 = 32,3$ ;  $p < 0,0001$ ), mas apesar disso é uma espécie fortemente associada a microhabitats que possuem estratificação vertical (CUNHA; VIEIRA, 2002; LEINER; DICKMAN; SILVA, 2010). Acreditamos que esta hipótese deva ser testada em outras localidades, para verificar se o comportamento de *edgeavoidance* em relação a hábitos de vida é um padrão geral em áreas tropicais, bem como em áreas subtropicais e temperadas.

As respostas que encontramos para bordas de rodovias são as mesmas encontradas em outras áreas fragmentadas, sendo *Akodon* sp. E *Cerradomyssubflavus* favorecidos por bordas fragmento-cultivo agrícola (PIRES et al. 2002; BERGALLO et al. 2005; GOMEZ et al., 2010), enquanto *Marmosopsincanus* e *Rhipidomys* sp. são afetados negativamente por alterações na paisagem e estrutura vegetal, sendo mais comuns em interior de fragmentos do que bordas (PARDINI, 2004; FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2009). Isso e os resultados dos nossos modelos que incluíram distância da rodovia, distância da borda sem rodovia (distância da borda fragmento-matriz) e matriz nos leva a crer que pequenos mamíferos percebam a rodovia e seus efeitos de borda da mesma forma que percebem uma matriz de pastagem ou cultivo agrícola.

A matriz, sobretudo de pastagem que foi a predominante no nosso estudo, oferece uma elevada disponibilidade de insetos e outros invertebrados (FONSECA; KIERULFF, 1989; FELICIANO et al., 2002). Da mesma forma, nas rodovias que amostramos podemos observar muitos invertebrados vivos, invertebrados mortos por carros e sementes ao longo dos acostamentos, próximo a borda imediata dos fragmentos. Devido a isso a rodovia já foi apontada como uma fonte de recursos alimentares para aves e pequenos roedores (BELLAMY et al., 2000; ERRITZOE; MAZGAJSKI; REJT, 2003). Por isso, acreditamos que

a relação entre número de indivíduos com a rodovia e matriz esteja relacionada a disponibilidade de recursos. Enquanto *Akodonsp.* e *Cerradomys* sp., que são insetívoras-onívoras (SOUSA; LANGGUTH; GIMENEZ, 2004), são favorecidos pela abundância de recursos nas bordas, espécies como *Marmosopsincanus* que possuem sua alimentação baseada em frutos e insetos (ASTÚA et al., 2003; LEINER; SILVA, 2007) são desfavorecidos, uma vez que frutos tendem a ser mais abundantes no interior de fragmentos (LEFEVRE; RODD, 2009). De fato, para *Marmosopsincanus*, a disponibilidade de frutos é o principal fator que determina o deslocamento diário dos indivíduos (LEINER; SILVA, 2007), sobretudo para as fêmeas (OSTFELD, 1990). Já machos estão em constante movimento de dispersão em busca de novos territórios (OSTFELD, 1990; PASSAMANI; RIBEIRO, 2009) que os faz inclusive utilizar algumas matrizes (ex. café) como corredores de dispersão (PASSAMANI; RIBEIRO, 2009). Isso é apoiado por nossos dados que incluem a matriz nos modelos para machos que, por sua vez, não foram influenciados por nenhum tipo de borda (com e sem rodovia). Além disso, nos fragmentos que estudamos, nenhuma fêmea se deslocou por mais que 20 metros, enquanto 20% dos machos se deslocaram por mais de 140 metros, com um indivíduo se deslocando por 220 metros.

Cabe ressaltar que *Akodonsp.* apresentou também relação negativa com a densidade de vegetação, o que pode ser atribuído a sua preferência por formações florestais abertas (REIS et al., 2011). Essa parece uma condição mais associada à fêmeas do que machos dessa espécie devido provavelmente ao comportamento de territorialidade das fêmeas que as faz deslocar e habitar uma área menor que os machos (BONAVENTURA; KRAVETZ; SUAREZ, 1992; GENTILE et al., 2007).

Já para *Rhipidomys* sp. os modelos foram fracos, levando a crer que há outras variáveis não medidas que determinam os padrões de distribuição dessa

espécie, embora fêmeas tenham apresentado relação positiva com a borda da rodovia. Assim como para *Marmosopsincanus*, isso pode ocorrer porque fêmeas de pequenos mamíferos são territorialistas e associadas aos recursos de alimentação e abrigo (OSTFELD, 1990) que para essa espécie seriam mais abundantes no interior dos fragmentos. De forma geral, os padrões de distribuição de *Riphidomyssp.* ainda são obscuros na literatura e não fomos capazes de explicar as variáveis ambientais relacionadas a distribuição dos indivíduos. Apesar da baixa amplitude de variação, as fêmeas foram influenciadas positivamente pela altitude. Sendo assim, sugerimos a realização de trabalhos que abranjam uma escala de altitudes variadas para avaliar se a distribuição dessa espécie está relacionada com essa variável.

Os resultados encontrados com a regressão corroboram os resultados dos modelos GLMM. A regressão não mostrou relação entre a riqueza de espécies e número de machos de *Marmosopsincanus*, ao mesmo tempo que estes não tiveram a variável distância da rodovia inclusa nos modelos GLMM. Apesar dos modelos de *Riphidomyssp.* incluírem distância da rodovia como uma das variáveis, a regressão mostrou que somente as fêmeas dessa espécie apresentaram relação com a rodovia. No entanto, para machos e todos indivíduos dessa espécie o  $\omega_i$  foi muito baixo ( $\omega_i < 0,5$ ), enquanto para fêmeas esteve próximo de 0,7 ( $\omega_i = 0,65$ ). É possível que em uma maior escala de distância da rodovia os modelos de fêmeas de *Riphidomyssp.* sejam mais robustos. Isso levanta a discussão da necessidade de realizar análises complexas (GLMM), sendo que análises mais simples e fáceis de interpretar (regressão) já são capazes de responder a hipótese testada quando o delineamento e esforço amostral foram bem realizados. No nosso caso, acreditamos que a principal contribuição do GLMM está em entender os fatores associados (incluindo distância da rodovia) com a distribuição dos indivíduos, além de levantar evidências que ajudem a explicar porque essa distribuição se altera com a

distância da rodovia. No entanto, enfatizamos a importância de um exaustivo planejamento prévio dos trabalhos de investigação para definir as análises que serão realizadas. Isso fica mais evidente quando consideramos a natureza prática de trabalhos que avaliam efeitos de empreendimentos humanos sobre a biodiversidade. Muitas vezes, análises complexas podem dificultar a compreensão dos resultados por parte de técnicos e tomadores de decisão, o que dificulta a aplicabilidade dos resultados e aumenta ainda mais a distância entre academia e tomadores de decisão.

## 5 CONCLUSÃO

Quando avaliamos pequenos mamíferos como um grande grupo, podemos atribuir os efeitos de borda de rodovias a fatores biológicos relacionados a história de vida do grupo (tamanho de corpo, taxas reprodutivas, etc). No entanto, a avaliação das populações mostrou que os efeitos de borda de rodovia possuem uma resposta específica para cada espécie, sendo as espécies de hábitos terrestres favorecidas pelas bordas de rodovia (não possuem comportamento de *edgeavoidance*), enquanto as de hábito arborícola apresentam comportamento de *edgeavoidance*. Sendo assim, nossos resultados mostram que os padrões relacionados aos efeitos da fragmentação são mais evidentes quando consideramos aspectos ecológicos da espécie como os hábitos de vida, permitindo um nível de generalização que pode conduzir a medidas de mitigação aplicáveis e eficientes.

Associados a esses hábitos acreditamos que a distribuição dos indivíduos de pequenos mamíferos em fragmentos sobre efeito da rodovia esteja também relacionada com a disponibilidade de recursos alimentares. Dessa forma, espécies que se aproveitam dos recursos proporcionados pelas bordas são favorecidas nesse tipo de ambiente, enquanto espécies que tem seu recurso associado a áreas de interior de floresta são desfavorecidas pelas bordas. Nossos resultados mostram também que a presença da matriz e a distância da borda fragmento-matriz são tão importantes quanto a distância da borda do fragmento-rodovia na determinação da distribuição de pequenos mamíferos, levando a crer que os animais percebam os dois tipos de bordas de forma similar. Assim, recomendamos trabalhos que avaliem número de indivíduos e disponibilidade de recursos ao longo do gradiente de distância da rodovia e da matriz para testar essa hipótese.

Salientamos que o incremento no número de indivíduos nas bordas de rodovias não pode ser considerado necessariamente um efeito positivo as comunidades biológicas, uma vez que não sabemos como o favorecimento de espécies generalistas em áreas com rodovias age sobre as interações ecológicas locais. Sendo assim, avaliar e interpretar efeitos de rodovias sobre grupos isolados, assumindo que este não causa reflexo sobre a comunidade, pode conduzir a efeitos de mitigação errôneos que favorecem o grupo alvo de mitigação, mas desestabilizam as relações ecológicas da comunidade.

## REFERÊNCIAS

- ASTÚA, C. A. et al. Nutritional and fibre content of laboratory-established diets of Neotropical opossums (Didelphidae). In: JONES, M. E.; DICKMAN, C. R.; ARCHER, M. (Ed.). **Predators with pouches: the Biology of Carnivorous Marsupials**. Collingwood: CSIRO, 2003. p. 221-237.
- BARRIENTOS, R.; BOLONIO, L. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v. 18, p. 405-418, Jan. 2009.
- BELLAMY, P. E. et al. Road verges as habitat for small mammals in Britain. **Mammal Review**, Oxford, v. 30, n. 2, p. 131-139, June 2000.
- BERGALLO, H. G. et al. Habitat use by *Oryzomys subflavus* (Rodentia) in an open shrubland formation in restinga de Jurubatiba National Park, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v. 65, n. 4, p. 583-588, Nov. 2005.
- BISSONETTE, J. A.; ROSA, A. S. Road zone effects in small-mammal communities. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-15, Dec. 2009.
- BONAVENTURA, S. M.; KRAVETZ, F. O.; SUAREZ, O. V. The relationship between food availability, space use and territoriality in *Akodon azarae* (Rodentia, Cricetidae). **Mammalia**, Paris, v. 56, n. 3, p. 407-417, Jan. 1992.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas (1961-1990)**. Brasília, 1992. 132 p.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and inference, A Practical Information-theoretic**. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2002. 488 p.
- 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, p. 689-699, July 2008.
- CUNHA, A. A.; VIEIRA, M. V. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 258, p. 419-426, Feb. 2002.

DALANESI, P. E. et al. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlação entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 18, p. 737-757, Mar. 2004.

DALMAGRO, A. D.; VIEIRA, E. M. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, Windsor, v. 30, p. 353-362, June 2005.

EIGENBROD, F.; HECNAR, S. J.; FAHRIG, L. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, p. 159-168, Jan. 2008.

ERRITZOE, J.; MAZGAJSKI, T. D.; REJT, L. Bird casualties on European roads - a review. **Acta Ornithologica**, Warszawa, v. 38, n. 2, p. 77-93, Nov. 2003.

FELICIANO, B. R. et al. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 67, p. 304-314, Mar. 2002.

FONSECA, G. A. B.; KIERULFF, M. C. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. **Bulletin of the Florida Museum of Natural History**, Gainesville, v. 34, p. 99-152, 1989.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 25, p. 53-62, Jan. 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, p. 207-231, Nov. 1998.

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

FUENTES-MONTEMAYOR, E. et al. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 78, p. 857-865, Nov. 2008.

GENTILE, R. et al. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. **Studies on Neotropical Fauna & Environment**, Lisse, v. 35, p. 1-9, Apr. 2000.

GOMEZ, D. et al. Movement distances of two species of sympatric rodents in linear habitats of Central Argentine agro-ecosystems. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 76, n. 1, p. 58-63, Feb. 2010.

GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 27, p. 151-163, Jan. 2000.

GOOSEM, M. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 28, p. 351-364, Jan. 2001.

HOSTETLER, J. A. et al. Demographic consequences of anthropogenic influences: Florida black bears in north-central Florida. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 2456-2463, June 2009.

JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 185, p. 329-348, Jan. 2005.

LACHER, T. E.; ALHO, C. J. R. Terrestrial Small Mammal Richness and Habitat Associations in an Amazon Forest-Cerrado Contact Zone. **Biotropica**, Hoboken, v. 33, n. 1, p. 171-181, Jan. 2001.

LAURANCE, S. G. W. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. 1344-1357, Dec. 2004.

LAURANCE, S. G. W.; STOUFFER, P. C.; LAURANCE, W. F. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, p. 1099-1109, Aug. 2004.

LAURANCE, W. F. The real cost of minerals. **New Scientist**, Londres, v. 16, p. 16-16, Aug. 2008.

LAURANCE, W. F. A crisis in themaking: responses of Amazonian forests to land use and climate change. **Tree**, Oxford, v. 13, p. 411-415, Oct. 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 20, 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, p. 721-732, Jan. 2008.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Tree**, Oxford, v. 24, n. 12, p. 659-699, Sept. 2009.

LEFEVRE, K. L.; RODD, H. How human disturbance of tropical rainforest can influence avian fruit removal. **Oikos**, Copenhagen, v. 118, p. 1405-1415, Sept. 2009.

LEINER, N. O.; DICKMAN, C. R.; SILVA, W. R. Multiscale habitat selection by slender opossums (*Marmosops* spp.) in the Atlantic forest of Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 91, n. 3, p. 561-565, Jan. 2010.

LEINER, N. O.; SILVA, W. R. Effects of resource availability on the use of space by the mouse opossum *Marmosops paulensis* (Didelphidae) in a montane Atlantic forest area in southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, Bialystok, v. 52, n. 2, p. 197-204, Jan. 2007.

MARCHESELLI, M.; SALA, L.; MAURI, M. Bioaccumulation of PGEs and other traffic-related metals in populations of the small mammals *Apodemus sylvaticus*. **Chemosphere**, Oxford, v. 80, n. 11, p. 1247-1254, Sept. 2010.

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

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

OSTFELD, R. S. The ecology of territoriality in small mammals. **Tree**, Oxford, v. 5, p. 411-414, Jan. 1990.

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

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One**, San Francisco, v. 5, n. 10, p. 1-10, Oct. 2010.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v. 69, n. 2, p. 305-309, maio 2009.

PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v. 108, p. 229-237, Feb. 2002.

RAUTIO, A. et al. Sex, age, and tissue specific accumulation of eight metals, arsenic, and selenium in the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 59, p. 642-651, Apr. 2010.

REINERT, H. K. et al. Foraging Ecology of Timber Rattlesnakes, *Crotalus horridus*. **Copeia**, Washington, v. 3, p. 430-442, Jan. 2011.

REIS, N. R. et al. **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina: N.R. Reis, 2011. 439 p.

RICO, A.; KINDLMANN, R.; SEDLACEK, R. Road crossing in bank voles and yellow-necked mice. **Acta Theriologica**, Bialystok, v. 52, n. 1, p. 85-94, Jan. 2007.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Effect of road density on abundance of white-footed mice. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 22, p. 1501-1512, Jan. 2007.

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

SOUSA, M. A.; LANGGUTH, A.; GIMENEZ, E. Mamíferos dos brejos de altitude da Paraíba e Pernambuco. In: PORTO, K.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (Ed.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: História natural, ecologia e conservação**. Brasília: MMA, 2004. p. 229-254.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 31, p. 83-91, Jan. 2004.

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

VARGAS-SALINAS, F. et al. Amphibians and reptiles killed by motor vehicles in a Sub-Andean forest in western Colombia. **Caldasia**, Bogotá, v. 33, n. 1, p. 121-138, Jan. 2011.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, p. 1191-1200, Mar. 2009.

WILSON, R. F.; MARSH, H.; WINTER, J. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideuslemuroides*). **Wildlife Research**, Collingwood, v. 34, n. 3, p. 177-184, Jan. 2007.

## APÊNDICES

Apêndice A: Valores médios, máximos e mínimos das variáveis ambientais na escala de micro paisagem coletadas em cada ponto de amostragem de pequenos mamíferos nos fragmentos estudados

Ponto	Vegetação (m <sup>2</sup> /ha)			Altitude			Rodovia			Borda		
	$\bar{x}$	Máx.	Mín.	$\bar{x}$	Máx.	Mín.	$\bar{x}$	Máx.	Mín.	$\bar{x}$	Máx.	Mín.
1	27,6	117,5	0	979	1.129	860	9,7	27	2,5	4,2	12,4	0,5
2	30,7	178,9	1,1	981	1.128	865	26,3	47,3	16,9	13,1	23,2	1,5
3	32,1	151,8	0	981	1.132	869	42	58,3	29,7	18,5	41,6	0,5
4	30,2	64,3	1,8	981	1.131	873	56,1	78	35,8	22	55,3	1,5
5	36,4	188,6	2,1	981	1.131	873	71,6	95,1	45,4	25,5	65,6	1
6	30,7	108,6	0	980	1.129	870	84,2	110,5	52,5	24,5	54,8	0,5
7	26,2	66,1	4,6	980	1.133	871	100	131,5	64,8	23,9	71,7	1,2
8	18,2	52,1	0,7	980	1.131	869	115,5	152,8	71,4	25,9	72,8	0,5
9	29	60,7	1,1	980	1.140	868	129,8	170,7	87,7	30,8	81,8	0,5
10	29,1	102,5	0,4	980	1.141	872	144,6	184,5	92,8	31,5	88,9	2
11	21,1	81,4	1,8	981	1.142	869	158,2	202,4	107,3	33,2	102,1	1,5
12	29,5	76,1	1,8	980	1.141	866	172,4	226,8	106,8	35,9	121,4	1,5
13	31,3	105,7	1,8	980	1.135	858	186,3	244,7	103	36,4	132,4	0,4
14	19,8	69,6	2,5	980	1.133	851	202,4	267,6	102,9	34,7	125,7	1,5
15	17,2	62,5	4,3	980	1.132	850	216,5	284,8	116	35,9	116,5	1,5
16	14	38,2	0	979	1.146	843	228,8	292,8	132,2	34,2	97,7	2,1

Apêndice B: Variáveis ambientais na escala de paisagem coletadas nos fragmentos estudados

<b>Rodovia</b>	<b>Frag.</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Circ.</b>	<b>Veget. (m<sup>2</sup>/ha)</b>	<b>Decliv.</b>	<b>Matriz</b>
BR 383	1	26.325	0,067	29,444	0,029	Pastagem
BR 383	2	411.518	0,032	17,463	0,145	Pastagem
BR 383	3	55.769	0,116	44,961	0,012	Pastagem
BR 383	4	89.711	0,040	39,656	0,059	Pastagem
BR 383	5	313.984	0,023	26,791	0,037	Pastagem
BR 383	6	269.643	0,014	29,156	0,071	Pastagem
BR 383	7	172.121	0,035	27,078	0,027	Eucalipto/Pastagem
BR 383	8	481.539	0,024	18,303	0,016	Pastagem
BR 383	9	3.944.636	0,005	43,303	0,179	Eucalipto/Pastagem
BR 383	10	241.692	0,028	38,595	0,024	Eucalipto
MG 354	11	69.892	0,147	28,780	0,064	Café/Pastagem
MG 354	12	356.413	0,035	26,791	0,066	Café/Pastagem
MG 354	13	551.704	0,009	26,990	0,080	Café/Pastagem
MG 354	14	388.650	0,015	19,452	0,028	Pastagem
MG 354	15	187.852	0,078	14,147	0,019	Café/Pastagem
MG 354	16	1.714.172	0,004	22,878	0,010	Pastagem
MG 354	17	140.623	0,103	12,511	0,045	Pastagem
MG 354	18	3.309.509	0,004	19,607	0,061	Pastagem
MG 354	19	641.159	0,152	26,459	0,108	AgricRotativa
MG 354	20	4.423.362	0,005	8,798	0,137	AgricRotativa/Pastagem