



ALINE SATURNINO COSTA

**EFEITO DE ESCALAS TEMPORAIS NA
DEFINIÇÃO DE MEDIDAS DE MITIGAÇÃO DE
IMPACTOS DE RODOVIAS**

LAVRAS - MG

2014

ALINE SATURNINO COSTA

**EFEITO DE ESCALAS TEMPORAIS NA DEFINIÇÃO DE MEDIDAS
DE MITIGAÇÃO DE IMPACTOS DE RODOVIAS**

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

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Costa, Aline Saturnino.

Efeito de escalas temporais na definição de medidas de
mitigação de impactos de rodovias / Aline Saturnino Costa. – Lavras
: UFLA, 2014.

80 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Alex Bager.

Bibliografia.

1. Ecologia de estradas. 2. Atropelamento de fauna. 3.
Vertebrados. 4. Padrão temporal. 5. Mitigação de impactos. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 591.7272

ALINE SATURNINO COSTA

**EFEITO DE ESCALAS TEMPORAIS NA DEFINIÇÃO DE MEDIDAS
DE MITIGAÇÃO DE IMPACTOS DE RODOVIAS**

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 24 de julho de 2014

Dr. Lucas Del Bianco Faria UFLA

Dra. Clara Bentes Grilo Universidade Aveiro

Dr. Alex Bager

Orientador

LAVRAS - MG

2014

A toda minha família, em especial a minha mãe Neusa e meu pai João por todo o amor e incentivo em todo momento.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por não me deixar desanimar e toda a força que me deu nos momentos mais difíceis. Agradeço por tudo que vivi, pelas oportunidades e pelas pessoas que colocou em meu caminho.

Agradeço aos meus pais, que sempre acreditaram em mim mesmo sem entender direito o que eu fazia e me darem total apoio em tudo. Sou eternamente grata por acreditarem em mim mais do que eu mesma. A minha mãe pelas palavras de conforto e coragem e meu Pai por todo carinho e confiança.

Ao meu orientador Alex Bager por todos estes anos de convívio, pelas oportunidades, pela orientação e todo ensinamento, que me serão valiosos por toda a vida pessoal e profissional.

Agradeço imensamente ao Fernando Ascensão pela enorme ajuda com as análises e que, com muita boa vontade, respondeu aos montes de e-mails tornando-se fundamental para o desenvolvimento desse trabalho.

A todos que ajudaram com dúvidas sobre as análises e na busca por dados ambientais. Ao professor Carlos Rogério de Mello (DEG-UFLA) que forneceu os dados ambientais utilizados e todas as pessoas que participaram da coleta de dados.

Ao professor Lucas Del Bianco, a Clara Grilo e ao professor Renato Gregorin por aceitarem participar da banca do mestrado e pelas importantes contribuições para a melhoria da qualidade deste trabalho.

A todos os amigos do Laboratório de Manejo e Conservação ambiental/Centro Brasileiro de Ecologia de Estradas agradeço muito por toda força, conversas, cafés e bolos na cantina, postinhos e jantas. Toda a amizade e convivência foram fundamentais durante essa etapa, vou levar vocês sempre comigo.

Agradeço especialmente a Priscila e Ramon por todo apoio e a amizade que surgiu nos dias de campo com tombos, abelhas, cobras, carretéis e com a Belina. A Ana por toda a força e sugestões e a Nathália pelas conversas, postinhos e ajudas com análises espaciais. Que essa amizade mesmo fora do laboratório permaneça sempre.

Agradeço muito a todos os professores do setor de Ecologia que sempre compartilharam seus conhecimentos e experiências, e fizeram desta convivência e ambiente de trabalho muito melhores. Em especial aos colegas e amigos da turma de mestrado, a única com Borogodó. Vocês fizeram a diferença e a saudade vai ser grande.

A todas as amigas de república que fizeram dos tempos em Lavras ainda melhores e mais fáceis. Em especial a Natália, Suellen, Evellyn, Isis e Evelize que foram companheiras de festa, conversas a toa, descontração e muito apoio sempre. Eu agradeço a Deus por ter encontrado vocês.

Agradeço as minhas irmãs e todos familiares, pelo carinho, apoio, momentos de alegria e por entenderem tantas ausências. Vocês foram sempre presentes e a base para essa conquista.

Agradeço ainda a todos meus amigos por tantos bons momentos. Agradeço especialmente aqueles que tanto me “escutaram” reclamar e desanimar, mas me incentivaram muito para eu não desanimar e continuar firme nessa batalha.

Ao programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, ao setor de Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia e Universidade Federal de Lavras agradeço pela bolsa concedida, oportunidades, acolhimento, conhecimento fornecido e toda estrutura disponibilizada.

E por fim, agradeço a todos animais atropelados que perderam suas vidas mas estão colaborando para redução deste problema. Agradeço a natureza pelo excelente local de trabalho, sempre surpreendendo com lindas paisagens.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”

Madre Teresa de Calcutá

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

Marthin Luther King

RESUMO

A eficiência de uma medida de mitigação está relacionada ao seu local de instalação, que é determinado pela distribuição dos atropelamentos na rodovia variando no tempo e entre espécies. Avaliamos a influência do padrão temporal dos atropelamentos na definição de locais para instalação de medidas de mitigação, identificando a sazonalidade dos atropelamentos em diferentes grupos de vertebrados e o número de amostragens necessário para definir a distribuição dos atropelamentos. Os dados foram coletados em 2002 e 2005 no sul do Brasil e as análises realizadas para todos vertebrados reunidos, cada classe taxonômica, algumas espécies e grupos de espécies. Utilizando a função de autocorrelação encontramos sazonalidade nos atropelamentos de RÉPTEIS, *H. infrataeniatus* e *T. merianae* em 2002 e em VERTEBRADOS, RÉPTEIS e *T. merianae* em 2005. Com o GAMM verificamos que a temperatura mínima do dia anterior ao monitoramento foi a variável ambiental com maior correlação com os atropelamentos de cada grupo. Para definir o número de amostragens necessário para obter o mesmo padrão de distribuição dos atropelamentos obtido com uma amostragem anual, comparamos a distribuição das densidades de atropelamentos observada com a distribuição obtida em amostragens aleatórias. AVES e as espécies com atropelamentos sazonais necessitam de um maior número de amostragens. Para os demais grupos a distribuição de densidades dos atropelamentos semelhante a anual é obtida com até 12 amostragens. Para aumentar a efetividade das medidas de mitigação é necessário definir a espécie a ser mitigada, pois os grupos apresentam diferenças quanto as variáveis relacionadas ao atropelamento e o número de amostragens necessário. Assim, o número de amostragens deve ser definido de acordo com o grupo de espécies avaliado, considerando ainda que um ano de amostragens pode não ser suficiente devido a diferença na distribuição de densidade de atropelamentos entre os anos.

Palavras-chave: Ecologia de estradas. Atropelamento de fauna. Vertebrados. Padrão temporal. Mitigação de impactos.

ABSTRACT

The efficiency of mitigation measure are related to its place installation, which is determined by the distribution of roadkills on the highway varying with time and species. We evaluated the influence of the temporal pattern of roadkills in order to define the places for installation of mitigation measures, by identifying the seasonality of roadkills in different vertebrates groups and the number of samples required to define the distribution of roadkills. The data were collected in 2002 and 2005 in southern Brazil and tests were performed at different groups: for all vertebrates together, every taxonomic class, some species and species groups. Using an autocorrelation function we found seasonality in roadkills of REPTILES, *H. infrataeniatus* and *T. merianae* in 2002 and VERTEBRATE, REPTILES and *T. merianae* in 2005. With a GAMM we found that minimum temperature the day before monitoring with the highest correlation to roadkill for each group. In order to define the number of samples needed to obtain the same pattern of distribution of roadkills obtained with annual sampling, we compared the density distribution of roadkills observed with the distribution obtained from a random sampling. BIRDS and species with seasonal roadkills require a high number of samples. Density distributions were similar to the annual roadkills with up 12 samples for other groups. To improve the effectiveness of mitigation measures is necessary to define the species to be mitigated, because groups are different with the variables related to roadkills and the number of samples needed. Thus, the number of samples must be defined according to the group of species evaluated, considering that even one year of samples may not be sufficient due to difference in density distributions among the roadkills in the years.

Key-words: Road Ecology. Roadkill. Road collision. Vertebrates. Temporal pattern. Mitigating the impacts.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Área de estudo e em detalhe as rodovias amostradas, BR471 e BR392 (BAGER; ROSA, 2011). Os pontos representam o início e o fim do trecho da rodovia monitorado.....45
- Figura 2 Gráfico das séries temporais de atropelamentos de VERTEBRADOS (), RÉPTEIS (), *H. infrataeniatus* () e *T. merianae* () nos anos de 2002 e 2005..... 54
- Figura 3 Gráfico das séries temporais de atropelamentos das classes sem sazonalidade, AVES () e MAMÍFEROS () nos anos de 2002 e 2005..... 54
- Figura 4 Atropelamentos observados em 2002 e previsões dos atropelamentos para 2005 de VERTEBRADOS, AVES e *C. ruficapillus* utilizando os modelos gerados com GAMM. Linha preta: dados preditos com o modelo. Linha cinza: dados observados.....57
- Figura 5 Atropelamentos observados em 2002 e previsões dos atropelamentos para 2005 de répteis, *H. infrataeniatus* e QUELÔNIOS utilizando os modelos gerados com GAMM. Linha preta: dados preditos com o modelo. Linha cinza: dados observados.....58
- Figura 6 Atropelamentos observados em 2002 e previsões dos atropelamentos para 2005 para os grupos de mamíferos utilizando os modelos gerados com GAMM. Linha preta: dados preditos com o modelo. Linha cinza: dados observados..... 59
- Figura 7 Distribuição de densidades de atropelamentos de VERTEBRADOS na rodovia para 2002 e 2005. Cinza escura: 2002; Cinza claro: 2005.....60
- Figura 8 Distribuição de densidades de atropelamentos para AVES, MAMÍFEROS e RÉPTEIS para os anos de 2002 e 2005. Cinza escura: 2002 e cinza claro: 2005.....61
- Figura 9 Distribuição de densidades de atropelamentos para os grupos de mamíferos e *C. ruficapillus* 2002 e 2005. Cinza escura: 2002 e cinza claro: 2005.62
- Figura 10 Distribuição de densidades de atropelamentos para todos os grupos de répteis para 2002 e 2005. Cinza escura: 2002 e cinza claro: 2005..... 63
- Figura 11 Número de amostragens necessário para determinar o padrão de distribuição dos atropelamentos semelhante ao de uma amostragem anual de VERTEBRADOS, AVES, MAMÍFEROS e RÉPTEIS para os dois anos. Linha pontilhada: significância de 0.05; linha preta: ano de 2002; linha cinza: ano de 2005..... 65

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 Número de atropelamento para cada classe, espécies e grupo analisados, por mês em cada ano..... 47
- Tabela 2 Melhor modelo ajustados para seleção das variáveis ambientais de cada grupo, com o Critério de seleção de Akaike (AIC) e peso do AIC (W_i) de cada modelo. TI1: temperatura mínima do dia anterior ao monitoramento; TA1: temperatura máxima do dia anterior; TA3: temperatura máxima de três dias anteriores; PP1: precipitação do dia anterior ao monitoramento; PP2: precipitação de dois dias anteriores; UR2: umidade relativa de dois dias anteriores ao monitoramento; cor.temporal: componente de autocorrelação temporal. 55
- Tabela 3 Número de amostragens necessário para determinar o padrão de atropelamentos anual. n/d: o número de amostragens foi menor que o avaliado (12)..... 64

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO GERAL..... 14
2	REFERENCIAL TEÓRICO..... 17
	REFERÊNCIAS 31
CAPITULO 1 EFEITO DE ESCALAS TEMPORAIS NA	
DEFINIÇÃO DE MEDIDAS DE MITIGAÇÃO	
DE IMPACTOS DE RODOVIAS.....40	
1	INTRODUÇÃO 41
2	METODOLOGIA 44
2.1	Área de estudo 44
2.2	Coleta de dados de atropelamento 45
2.3	Coleta de dados ambientais 45
2.4	Classificação das espécies atropeladas 46
2.5	Análise de dados 48
2.5.1	Padrão temporal dos atropelamentos 48
2.5.2	Variáveis ambientais e a predição de atropelamentos..... 49
2.5.3	Padrão espacial de atropelamentos e número de amostragens 51
3	RESULTADOS..... 53
3.1	Padrão Temporal dos atropelamentos 53
3.2	Variáveis Ambientais e a previsão de atropelamentos 55
3.3	Padrão espacial de atropelamentos e número de amostragens 60
4	DISCUSSÃO 66
	REFERÊNCIAS 74

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os benefícios socioeconômicos proporcionado pelas rodovias são inegáveis, facilitando a ocupação humana, o acesso a centros urbanos e favorecendo transporte de produtos e pessoas (FORMAN; ALEXANDER, 1998, COFFIN, 2007). Apesar destes benefícios as rodovias podem ser consideradas uma das principais causas de perda de biodiversidade da atualidade (COFFIN, 2007, FORMAN; ALEXANDER, 1998), devido aos efeitos negativos que afetam o habitat e a fauna no entorno (ROGER; LAFFAN; RAMP, 2011).

Os efeitos negativos causados pelas rodovias estão diretamente relacionados ao seu potencial fragmentador (GOSSEM, 2007; FU et al., 2010), que causa alterações na estrutura da paisagem (TROMBULAK; FRISSEL, 2001) e características físicas do ambiente (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; DENOEL et al., 2010). Os impactos ao ambiente físico resultam em alterações na quantidade e qualidade de habitats disponíveis e, conseqüentemente, impactam a fauna nos habitats próximos a rodovia (FORMAN et al., 2003).

Dentre os diversos impactos a fauna, a mortalidade por atropelamentos pode ser considerada um dos impactos mais evidentes e estudados em ecologia de estradas (CLEVENGER et al., 2003; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). A principal causa dos atropelamentos ocorre devido a fragmentação de habitats pela rodovia, em espécies que a rodovia não funciona como uma barreira a locomoção. Estas espécies mantêm seu deslocamento natural sobre a rodovia o que aumentam as chances de colisão com os veículos, levando a mortalidade por atropelamentos (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). Essa perda de indivíduos causada pela mortalidade nas rodovias pode afetar a estrutura, crescimento e persistência das populações

ao longo das gerações (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; ROGER; LAFFAN; RAMP, 2011).

Vários fatores podem estar relacionados aos atropelamentos: fatores humanos, como características do tráfego e da rodovia (BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009; BEAUDRY; DEMAYNADIER; HUNTER, 2010; TORRES et al., 2011); ambientais, pela proximidade entre habitat e condições climáticas (DUSSAULT et al., 2006; CURETON; DEATON, 2012); e biológicos (COELHO et al., 2008; GRILO et al., 2009).

Compreender estes fatores relacionados aos atropelamentos e o padrão espaço-temporal dos atropelamentos é de grande relevância para mitigação de impactos, pois fornece conhecimento necessário para redução das taxas de colisão com a melhor definição da medida de mitigação a ser utilizada e o local de instalação (SAEKI; MACDONALD, 2004; RAMP; CALDELL; EDWARDS, 2005).

Assim a efetividade das medidas de mitigação é altamente relacionada a definição correta do seu ponto de instalação (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009). Desta forma, a falta de efetividade das mitigações é relacionada a diversos fatores que influenciam na determinação dos locais com maior número de atropelamentos, como taxa de remoção e detecção das carcaças (SANTOS; CARVALHO; MIRA, 2011; BAGER; FONTOURA, 2012; TEIXEIRA et al., 2013).

Considerando a relevância do atropelamento de fauna e a necessidade de uma definição correta de suas agregações, esforços para compreender os padrões de atropelamentos e os fatores relacionados a eles, como características ambientais e variação entre espécies ainda são necessários. Pensando nisso, nosso objetivo foi avaliar a relação entre os padrões temporais dos atropelamentos com o esforço amostral necessário para uma melhor definição de

pontos para instalação de medidas de mitigação considerando a distribuição espacial e temporal dos atropelamentos.

2 REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 Estradas e seus impactos

A fragmentação de hábitat é considerada um processo em que uma área grande e contínua é reduzida e/ou dividida em fragmentos menores (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Isso é o que ocorre com a construção de uma rodovia, que fragmenta os habitat e populações em seu entorno e altera a conectividade dos fragmentos (FU et al., 2010), dificultando o acesso de espécies a recursos e outros indivíduos da população.

Entretanto, estes empreendimentos lineares são de extrema importância para o desenvolvimento sócio-econômico, pois permitem o acesso a centros urbanos e áreas produtoras, transporte de produtos e pessoas, e facilitação de turismo (FORMAN; ALEXANDER, 1998; COFFIN, 2007; AHMED; EWERS; SMITH, 2013). Além disso, em regiões em desenvolvimento elas são consideradas o estágio inicial do desenvolvimento por permitirem a abertura de áreas, facilitando a implantação de agricultura e áreas de extração (LAURANCE, 2008; PERZ et al.2007; AHMED; EWERS; SMITH, 2013).

Mesmo em meio aos efeitos positivos das rodovias para o desenvolvimento humano, a grande fragmentação causada por elas faz com que estejam entre as atividades humanas de maior impacto sobre a biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998; COFFIN, 2007). Os efeitos negativos causados pelas rodovias ocorrem sobre o ambiente físico e biológico, sendo grande parte destes impactos relacionados a facilitação de agregações humanas e seu desenvolvimento no entorno das rodovias. Como resultado da fragmentação (FORMAN et al., 2003) podemos encontrar a facilitação do acesso de caçadores, mineradoras, madeireira e cultivos agrícolas (COFFIN, 2007; LAURANCE,

2008; LAURANCE; GOOSEM, LAURANCE, 2009) e a introdução de espécies exóticas (FORMAN et al., 2003).

Com relação as modificações das características físicas do ambiente, as rodovias são responsáveis por impactos sobre a hidrologia e ecossistemas aquáticos, alterações geológicas, alterações no solo por processos erosivos, transporte de sedimentos, compactação e deslizamentos (FORMAN et al., 2003; LAURANCE; GOOSEM, LAURANCE, 2009); poluição sonora, química e luminosa (FORMAN; ALEXANDER, 1998; ZUG; VITT; CALDWELL, 2001; FORMAN et al., 2003; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; LAURANCE; GOOSEM, LAURANCE, 2009; DENOEL et al., 2010).

As modificações causadas nas características físicas do ambiente em função da presença das rodovias resultam em alterações na quantidade e qualidade de habitats disponíveis e, conseqüentemente, influenciam as características biológicas do entorno (FORMAN et al., 2003). Sobre as comunidades biológicas, o primeiro efeito ocorre sobre as comunidades vegetais, que próximo as rodovias são menos diversas e com a presença de espécies exóticas e comuns de áreas antrópicas (PARENDES; JONES, 2000; SERA, 2010).

Para a fauna, a perda de hábitat causada pelas rodovias altera a conectividade e permeabilidade entre os fragmentos, alterando a estrutura e dinâmica das comunidades e ecossistemas (LAURANCE et al., 2008; MCGREGOR; BENDER; FAHRIG, 2008). Essas alterações levam a diversos impactos, estando o efeito barreira e os atropelamentos entre os mais estudados.

O efeito barreira ocorre com a alteração nos movimento de algumas espécies, impedindo a movimentação total ou parcial sobre a rodovia. As respostas comportamentais que impedem a movimentação das espécies podem ocorrer pela simples presença das rodovias (*road avoidance*) ou pela evitação das espécies a presença de veículos (*car avoidance*), alto tráfego (*traffic*

avoidance) ou ruídos (*noise avoidance*). O efeito barreira das rodovias isola as populações e dificulta o acesso a recursos (MCGREGOR et al., 2008; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; COLCHERO et al., 2011), levando a redução e dificuldade de persistência das populações especialmente devido a falta de fluxo gênico (ATWOOD et al., 2011).

Além de funcionar como barreira, a fragmentação das rodovias criam novas bordas entre o limite rodovia-habitat levando ainda aos efeitos de borda. Definir uma faixa precisa com a extensão dos efeitos marginais causados pela rodovia é bastante difícil, já que é variável de acordo com a resposta de cada espécie, devido a biologia, ecologia e comportamento, além das características da rodovia envolvendo fatores bióticos e abióticos (FORMAN et al., 2003; EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009).

Entretanto, para algumas espécies a rodovia não funciona como barreira a movimentação, permitindo que mantenham seu deslocamento natural sobre as rodovias para manter sua dinâmica populacional (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; COLCHERO et al., 2011). Este deslocamento sobre as rodovias aumentam as chances de colisões e, conseqüentemente, a mortalidade por atropelamento o que leva a uma alteração das taxas demográficas devido à perda de indivíduos (HUIJSER; BERGERS, 2000). O atropelamento é considerado um dos impactos mais visíveis e estudados das rodovias, sendo considerado a principal causa antrópica de mortalidade de vertebrados, superando ameaças como caça, predação e doenças (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FORMAN et al., 2003; CLEVINGER et al., 2003; LAURANCE, 2008).

Vale ressaltar ainda que além dos problemas para conservação da fauna silvestre, o crescente impacto do atropelamento pode causar graves danos aos motoristas, especialmente devido as colisões com animais de grande porte. Os custos sociais e econômicos dos atropelamentos de fauna selvagem ainda não foram avaliados para o Brasil. Entretanto, com base em trabalhos europeus é

possível perceber a dimensão desse impacto, com centenas de pessoas mortas em acidentes com ungulados e milhares de feridos (BRUINDERINK; HAZEBROEK, 2002). Com relação aos custos, Bissonette; Kassar; Cook (2008) estimam um custo anual de 7.5 milhões de dólares para acidentes com animais selvagens nos EUA e Huijse et al. (2009) analisando o custo-benefício da implantação de uma mitigação mostram valores muito mais baixos elevados do que o custo com acidentes.

2.2 Atropelamentos

A fragmentação é diretamente relacionada aos atropelamentos, pois com a fragmentação dos habitats naturais as espécies que não sofrem com o efeito barreira são obrigadas a utilizar as rodovias como parte de sua área de vida. A utilização das rodovias para o deslocamento leva ao aumento do atropelamento, especialmente em espécies com maior área de vida e que procuram locais abertos e de mais fácil locomoção.

Devido a magnitude dos impactos gerados pelos atropelamentos, trabalhos avaliando esta temática passaram a ser desenvolvidos juntamente com a consolidação da Ecologia de Estradas (ROEDENBECK et al., 2007). Os primeiros trabalhos de atropelamento foram baseados em dados casuais, coletados aleatoriamente e sujeitos a um grande erro amostral que geraram apenas listas de espécies atropeladas (FORMAN et al., 2003; BAGER et al., 2007). Posteriormente, foram surgindo estudos mais sistemáticos que buscam associar os atropelamentos às características das espécies (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008; RYTWINSKI; FARIHG, 2011).

No Brasil os estudos relacionados ao atropelamento de fauna são mais recentes, com o primeiro trabalho registrado na década de 80 (NOVELLI et al.,

1988), embora seja abordado em outros países a mais de 90 anos (SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008). Muitos estudos nacionais ainda são descritivos, baseados em listas de espécies atropeladas e com metodologias de amostragem bastante diferentes e não detalhadas, o que dificulta as comparações e inferências mais confiáveis sobre o impacto (BAGER et al., 2007; CHEREM; KAMMERS; MARTINS, 2007).

Entretanto, essa realidade está mudando nos últimos anos (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; COELHO et al., 2012; BAGER; ROSA, 2010; BAGER; ROSA, 2011; ROSA; BAGER, 2012; TEIXEIRA et al., 2013), com a publicação de trabalhos avaliando os fatores relacionados ao atropelamentos a fim de compreender o padrão de distribuição para prever locais e períodos potenciais de ocorrência (GOMES et al., 2009; GRILO et al., 2009; LANGEN et al., 2009; VAN DER REE et al., 2009; GUNSON et al., 2010; ROGER; LAFFAN; RAMP, 2011).

Visto a importância dos atropelamentos sobre as populações e comunidades animais, os trabalhos avaliando a distribuição dos atropelamentos e os fatores relacionados são fundamentais para mitigação deste impacto. Pois trabalhos utilizando coletas não sistemáticas fornecem apenas listas com a contagem de indivíduos (CLEVENGER et al., 2003), não gerando conhecimento necessário para auxiliar na redução do impacto sobre populações no entorno da rodovia (BAGER et al., 2007).

Pensando nisso as iniciativas do Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE) vêm fortalecendo e buscando a sistematização da coleta de dados referente ao atropelamento de fauna. A sistematização da coleta de dados está sendo estabelecidos através do projeto Malha e aplicativo Urubu Mobile que estabelecem um protocolo único de coleta de dados e permite que todas as pessoas sejam parceiras na coleta de dados em todo o país através do Urubu Mobile. Além da dimensão do impacto no país, essa padronização

realizada pelo CBEE pode facilitar comparações entre os atropelamentos em diferentes locais do Brasil, a fim de conhecer o real impacto no país e propor melhores medidas para minimizar este impacto.

2.3 Fatores que influenciam atropelamentos

Vários grupos de fatores podem estar envolvidos nos atropelamentos, influenciando tanto nos padrões temporais quanto espaciais. Estes fatores relacionados aos atropelamentos podem ser fatores ambientais (CURETON; DEATON, 2012; DUSSAULT et al., 2006), fatores humanos (BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009; BEAUDRY; DEMAYNADIER; HUNTER, 2010) e fatores biológicos (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; GRILO et al., 2009; RYTWINSKI; FARIHG, 2011). Todas estas variáveis estão também relacionadas aos padrões temporais dos atropelamentos, pois são características variáveis ao longo do tempo e devido aos diferentes períodos de atividades das espécies.

Juntamente a estes fatores, devemos considerar ainda que a presença de carcaças dos animais atropelados pode servir como um atrativo para o forrageamento de espécies carniceiras e, conseqüentemente, aumentar a probabilidade de ocorrência de um novo atropelamento gerando um ciclo (COFFIN, 2007). Além disso, há ainda fatores culturais como o atropelamento proposital de algumas espécies consideradas prejudiciais ao humano, como as serpentes (PRADA, 2004).

2.3.1 Fatores Humanos

O tráfego é considerado um dos principais fatores relacionados aos padrões espaço-temporais de atropelamentos, sendo em algumas espécies e

ambientes a relação entre os atropelamentos e o tráfego maior que a relação com as condições ambientais (SESHADRI; GANESH, 2011). As espécies apresentam diferentes respostas do atropelamento com tráfego, podendo haver relação positiva (MAKANDA; CHANSA, 2011; SESHADRI; GANESH, 2011; CARVALHO; MIRA, 2011) com um maior atropelamento com o aumento do tráfego; não haver relação entre eles (ORLOWSKI, 2007; SHEPARD et al., 2008; GRILO et al., 2009); ou o aumento de atropelamentos até um certo número de veículos, com posterior redução ou estabilidade (BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009; SESHADRI; GANESH, 2011).

De acordo com Brockie; Sadleir; Linklater (2009) as razões relacionadas à estabilidade dos atropelamentos a partir de um número de veículos podem ser: todos animais que tentam cruzar as rodovias morrem, o tráfego funciona como barreira impedindo que espécies cruzem a rodovia (GRILO et al., 2009) ou a alta mortalidade já reduziu densidade populacional havendo poucos animais que tentam atravessá-la (GRYZ; KRAUSE, 2008). O menor número de atropelamentos pode estar relacionado ainda ao tempo de permanência das carcaças na rodovia, pois com alto volume de tráfego as carcaças tendem a sumir mais rapidamente (BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009).

A relação do atropelamento com o tráfego é relacionado ao grupo taxonômico avaliado, encontrando respostas positivas ou não. Coelho; Kindel; Coelho (2008) em um mesmo trabalho encontraram relação positiva entre o número de répteis atropelados e o fluxo de veículos, mas não encontraram nenhuma relação para aves e mamíferos. Enquanto Gryz; Krause (2008) verificaram uma relação moderadamente forte do tráfego com o atropelamento de mamíferos e nenhuma relação para aves, répteis e anfíbios.

A alteração no volume de veículos e influência nos atropelamentos pode ocorrer em escala diária, semanal ou sazonal, além de períodos do ano específicos, como férias e colheita de culturas próximas a rodovia

(CLEVENGER et al., 2003; DUSSAULT et al., 2006; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; DANKS; POTER, 2010; ROSA; BAGER, 2012). Nestes períodos, com maior número de veículos aumentam as colisões com algumas espécies, principalmente quando corresponde aos períodos de maior mobilidade da espécie.

Além do volume do tráfego outros fatores humanos podem influenciar no padrão de atropelamentos. Entre eles podemos considerar a velocidade dos veículos, largura das rodovias, presença de curvas e densidade de rodovias (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Alguns destes fatores podem afetar o comportamento do motorista e não só da fauna, como a presença de curvas e maiores velocidades que reduzem o tempo de reação do motorista (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Neumann et al. (2012) e Farmer; Brooks (2012) verificaram que um aumento no limite de velocidade da rodovia levou a um maior número de colisões e atropelamentos e Makanda; Chansa (2011) quando encontraram maior mortalidade com maior volume de tráfego, também encontraram todos os veículos acima do limite de velocidade.

A relação dos atropelamentos com a densidade de rodovias pode ser negativa, devido a redução no uso do espaço com a alteração do ambiente (MACE et al., 1996) ou positiva com aumento da área de vida, provavelmente devido a necessidade de maior movimentação por buscar de recursos (GODBOUT; OUELLET, 2008).

2.3.2 Fatores Ambientais

Dentre os fatores ambientais que alteram os atropelamentos, consideramos principalmente as variáveis ambientais (DUSSAULT et al., 2006; SHEPARD et al., 2008; CURETON, DEATON, 2012; FARMER; BROOKS, 2012) e a proximidade entre habitats e locais de travessia na rodovia (FORMAN

et al., 2003). Todos estes fatores são associados a biologia das espécies, já que os principais períodos de atividade de um indivíduo podem ser relacionados as condições ambientais e o hábitat de acordo com as exigências da espécie.

Diversas variáveis ambientais já foram avaliadas com relação aos atropelamentos, como temperatura, precipitação, direção e velocidade do vento, pressão atmosférica e radiação (DUSSAULT et al., 2006; SHEPARD et al., 2008; CURETON, DEATON, 2012; FARMER; BROOKS, 2012). Entretanto, as mais relacionados aos atropelamentos foram temperatura e precipitação, que são associadas as espécies devido ao período reprodutivo e comportamento específicos, como maior mobilidade em temperatura quentes e termorregulação dos répteis (DUSSAULT et al., 2006; SHEPARD et al., 2008; CURETON; DEATON, 2012; FARMER; BROOKS, 2012). As variáveis ambientais podem estar relacionadas ainda a uma maior disponibilidade de alimento próximo as rodovias em períodos úmidos, por exemplo, o que atrai as espécies para a rodovia (DUSSAULT et al., 2006).

Assim como o tráfego, as respostas dos atropelamentos as condições ambientais também são variáveis entre os diferentes grupos, com maiores períodos atropelamento sob condições ambientais favoráveis ao táxon (DUSSAULT et al., 2006; CARVALHO; MIRA, 2011; COELHO et al., 2012; CURETON; DEATON, 2012). Da mesma forma que para os fatores humanos, as variáveis ambientais também podem ser relacionadas ao comportamento dos motoristas e não apenas da fauna, como com a redução da visibilidade causada pela formação de neblina (DUSSAULT et al., 2006).

As características do habitat e da paisagem também são avaliadas com relação a associação com maiores chances de colisões. São consideradas neste caso variáveis da paisagem do entorno e características mais locais do hábitat como distancia a corpos d'água, presença de vegetação nas margens da rodovia, declividade nas margens, distancia ao habitat mais próximo (COELHO et al.,

2012; NEUMANN et al., 2012; JOCHIMSEN; PETERSON; HARMON, 2014), composição da vegetação, uso da terra e área urbana (JOCHIMSEN; PETERSON; HARMON, 2014; SNOW; WILLIAMS; PORTES, 2014).

2.3.4 Fatores biológicos

Uma das principais características a ser considerada com relação aos padrões de atropelamentos é variação que ocorre entre os grupos taxonômicos, com grande variação entre os períodos e locais potenciais para ocorrência de atropelamentos e as respostas a diferentes variáveis relacionadas a ocorrência de atropelamentos (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; GRILO et al. 2009; CURETON; DEATON, 2012; RYTWINSKI; FAHRIG, 2011). Como cada táxon apresenta características biológicas particulares, a união entre ecologia, comportamento e locomoção dos animais determina sua vulnerabilidade ao atropelamento (LAURANCE, GOOSEM; LAURANCE, 2009).

Além da ecologia e comportamento, outras características como tamanho corporal, área de vida e taxa reprodutiva influenciam no padrão de atropelamentos (RYTWINSKI; FARIHG, 2011). Por exemplo, grandes mamíferos deveria ser altamente relevantes para mitigação, pois apresentam baixa taxa reprodutiva, grande tamanho corporal e grande área de vida, estando mais sujeitos ao efeito negativo da rodovia (RYTWINSKI; FARIHG, 2011).

Anfíbios, répteis e mamíferos de grande porte (carnívoros e herbívoros) devem apresentar uma maior capacidade de deslocamento e, por isso, não identificam a rodovia como uma barreira, permitindo cruzamentos constantes sobre ela e, conseqüente, aumento das taxas de atropelamento, especialmente proporcional ao tráfego de veículos (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009; BOUCHARD et al., 2009; BARRIENTOS; BOLONIO, 2009). Enquanto as espécies com menor capacidade de deslocamento possuem pouca movimentação

sobre a rodovia e como suas abundâncias no entorno geralmente apresentam pouca relação com o tráfego o atropelamento permanece constante (EIGENBROD; HECNAR; FAHRIG, 2009).

Independente de quais sejam as variáveis relacionadas aos atropelamentos, elas são explicadas pela associação com a biologia das espécies como períodos reprodutivos, dispersão e migração e/ou abundância da fauna, geralmente devido a maior mobilidade (BEAUDRY; DEMAYNADIER; HUNTER, 2010; SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008; GRILO et al., 2009; SHEPARD et al., 2008; CURETON; DEATON, 2012; ROSA; BAGER, 2012). Estas características são responsáveis pelos padrões temporais dos atropelamentos justificando as variações entre os grupos taxonômicos, com períodos específicos do ano de maior atropelamento (BEAUDRY; DEMAYNADIER; HUNTER, 2010; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008; MKANDA; CHANSA, 2011).

Além das características biológicas, outro fator relacionado ao padrão de mortalidade é a abundância populacional local (BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009; EBERHARDT; MITCHELL; FAHRIG, 2013). A maior abundância de indivíduos também pode favorecer o aumento no número de atropelamentos. Porém pode ocorrer também que o alto atropelamento leve a uma redução na abundância e cause mudanças na estrutura demográfica de determinado táxon, levando até mesmo ao desaparecimento gradual (ORLOWSKI, 2007; GRYZ; KRAUSE, 2008; BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009).

2.3 Definição de medidas de mitigação

Embora estudos buscando avaliar os fatores relacionados aos atropelamentos estejam aumentando devido a necessidade de mitigação (GRILO

et al., 2009; CLEVINGER et al., 2003; CARVALHO; MIRA, 2011), esses estudos ainda são baseados principalmente em estimativas de mortalidade com uma amostragem específica para a espécie e o local avaliado, o que põe em dúvida a efetividade dessas mitigações e a utilização para orientar os planos de mitigação para diferentes espécies (SANTOS; CARVALHO; MIRA, 2013).

Ainda assim, informações sobre a efetividade das medidas de mitigação são escassas devido a falta de estudos frequentes e rigorosos de monitoramento sobre estas estruturas (FORMAN et al., 2003; FAHRIG et al., 2012). Entretanto, por estarem relacionados a um contexto econômico, trabalhos avaliando a efetividade de medidas de mitigação seriam de grande importância (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009; GRILO et al., 2010). Esta aplicação torna-se ainda mais crítica quando se trata de locais com elevada riqueza de espécies, como unidades de conservação e países tropicais como o Brasil, onde os impactos podem ser ainda maiores, quando comparados a ambientes temperados (LAURANCE; GOOSEM, LAURANCE, 2009).

Como as medidas de mitigação atuam em locais específicos, um dos principais fatores para a falta de efetividade dessas medidas ocorre com a proposição do local de instalação (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009). Por isso, a definição adequada do local de instalação de uma mitigação é de extrema relevância para que ela seja realmente eficiente (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009). A maneira mais utilizada para definir uma medida de mitigação é a determinação de trechos importantes das rodovias com agregações de atropelamentos (RAMP; CLADELL; EDWARDS, 2005, GOMES et al., 2009, ROGER; RAMP, 2009).

Entretanto pode ocorrer uma determinação equivocada dos locais importantes com agregações dos atropelamentos, uma vez que estes têm sido determinados simplesmente a partir do local com maior número de atropelamentos encontrados (CLEVINGER et al., 2003; BAGER;

FONTOURA, 2012). É necessário considerar que as taxas de atropelamento não representam o número de atropelamentos que realmente ocorre, pois a distribuição dos atropelamentos são influenciadas por diversos fatores (BAGER; FONTOURA, 2012). Confirmando falhas na definição de locais prioritários para mitigação dos atropelamentos, Bager; Rosa (2010) definiram os trechos prioritários utilizando a riqueza de espécies foco, a diversidade total de espécies atropeladas, a taxa de atropelamento e presença de espécies ameaçadas, mostrando que estes trechos não correspondem aos definidos com base apenas na taxa de atropelamentos e não protegem as mesmas espécies.

Vários fatores são considerados como influentes nas estimativas de taxas de atropelamentos (SANTOS; CARVALHO; MIRA, 2011). Dentre estes fatores dois de grande relevância são a taxa de remoção e detecção das carcaças (SANTOS; CARVALHO; MIRA, 2011; BAGER; FONTOURA, 2012). A taxa de remoção representa o tempo que a carcaça leva para ser “retirada da rodovia” e é afetada pela presença e atividade de carniceiros no entorno, pelo tráfego e pelo clima (SLATER, 2002; BROCKIE; SADLEIR; LINKLATER, 2009; SANTOS; CARVALHO; MIRA, 2011). Já a detecção representa a chance de a carcaça ser observada rodovia, relacionada a capacidade do observador em detectá-las, a velocidade utilizada durante o monitoramento, veículo utilizado, posição da carcaça na rodovia, tamanho da carcaça, entre outros (TAYLOR; GOLDINDGAY 2004; SLATER, 2002; ROSA; BAGER, 2012).

Além da diferença de detecção e remoção das carcaças, as características da população do entorno também devem ser consideradas. A taxa de atropelamento em determinados trechos podem ser exatamente iguais, mas se a abundância populacional ao redor for diferente, os trechos com menor densidade tornam-se comparativamente mais impactados (BAGER; FONTOURA, 2012). Quando se trata de comunidades, estes fatores são ainda mais difíceis de determinar, pois envolve diferentes espécies com diferentes períodos de

atividade, comportamentos, densidade e estrutura populacional e percepção da rodovia (BAGER; FONTOURA, 2012).

Dentre os fatores que influenciam no padrão de atropelamentos e consequente determinação dos hotspots, a influência temporal nos atropelamentos pode alterar as agregações de atropelamentos estabelecidas e interferir na efetividade das medidas mitigadoras. As alterações temporais de atropelamentos podem ocorrer pelos diversos fatores citados e alterar entre diferentes períodos do dia, dias da semana, estações do ano e até mesmo entre diferentes anos (CLEVENGER et al., 2003; DUSSAULT et al., 2006; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; DANKS; POTER, 2010; CARVALHO; MIRA, 2011; ROSA; BAGER, 2012).

Considerando a importância das questões envolvendo os atropelamentos de fauna e os locais de agregações, os esforços para uma melhor compreensão dos padrões de atropelamentos e os fatores relacionados à sua variação temporal, como biologia e ecologia das espécies impactadas (GUNSON et al., 2010) ainda são necessários. Trabalhos utilizando dados representativos sobre tais informações podem contribuir significativamente para um melhor esforço de mitigação por parte dos órgãos de interesse, escolhendo locais onde estas medidas serão mais eficazes e eficientes, já que não é financeiramente viável criar estratégias de gestão de atropelamentos ao longo de toda a rodovia.

REFERÊNCIAS

- AHMED, S. E; EWERS, R. M.; SMITH, M. J. Large scale spatio-temporal patterns of road development in the Amazon rainforest. *Environmental Conservation*, p. 1-12. 2013.
- ATWOOD, T. C. et al. Modeling connectivity of black bears in a desert sky island archipelago. *Biological Conservation*, Oxford, v. 144, n. 12, p. 2851-2862. 2011.
- BAGER, A. et al. Fauna selvagem e atropelamento – diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. In: BAGER, A. (Ed.) **Áreas protegidas – repensando as escalas de atuação**. Porto Alegre: Armazém Digital, p. 49—62. 2007.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill. *Biota Neotropica*, vol. 10, no. 4. 2010.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of Sampling Effort on the Estimated Richness of Road-Killed Vertebrate Wildlife. *Environmental Management* v. 47, p. 851–858. 2011.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. Ecologia de Estradas no Brasil – Contexto histórico e perspectivas futuras. In: BAGER, A. (Ed.). **Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas**. Lavras, Editora UFPA, p. 13 – 34. 2012.
- BARRIENTOS, R.; BOLONIO, L. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation*, n. 18, p. 405 – 418. 2009.
- BEAUDRY, F.; DEMAYNADIER, P. G.; HUNTER, M. L. (2010). Identifying Hot Moments in Road-Mortality Risk for Freshwater Turtles. *Journal of Wildlife Management*, v. 74, n. 1, p. 152-159. 2010.

BISSONETE, J. A.; KASSAR, C. A.; COOK, L. J. Assessment of costs associates with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. **Human-Wildlife**, n. 2, v. 1, p. 17-27. 2008.

BOUCHARD, J.; FORD, A. T.; EIGENBROD, F. E.; FAHRIG, L. Behavioral responses of Northern Leopard Frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. **Ecology and Society**, n. 14, v. 2, p. 23. 2009.

BROCKIE, R.; SADLEIR, R. M. F. S.; LINKLATER, W. L. Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. **Transit**, 2009.

BRUINDERINK, G. W. T. A.; HAZEBROEK E. Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology*, v. 10, p. 1059-1067, 2002.

CARVALHO, F.; MIRA, A. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. **European Journal of Wildlife Research**, v. 57, n. 1, p. 157-174. 2011.

CLEVINGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Science**, v. 109, p. 15-26. 2003.

CHEREM, J. J.; KAMMERS, M.; MARTINS, A. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, v. 20, n. 3, p. 81-96. 2007.

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**, v. 54, p. 689-699. 2008.

COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. Z.; COLOMBO, P.; COELHO, A. V. P.; KINDEL, A. Anuran road-kills neighboring a peri urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 17-26. 2012.

COLCHERO, F. et al. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 158-166, 2011.

COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. **Journal of Transport Geography**, v. 15, n. 5, p. 396-406, 2007.

CURETON, J. C.; DEATON, R. Hot moments and hot spots: Identifying factors explaining temporal and spatial variation in turtle road mortality. **The Journal of Wildlife Management**. 2012.

DANKS, Z. D.; PORTER, W. F. Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose–Vehicle Collisions in Western Maine. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1229-1241, 2010.

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

DUSSAULT, C.; POULIN, M.; COURTOIS, R.; OUELLET, J. P. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canadá. **Wildlife Biology**, v. 12, n. 4, p. 415-425. 2006.

EIGENBROAD, F. HENCTAR, S. J.; FAHRIG, L. Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, p. 24. 2009.

FARMER, R.; BROOKS, R. J. Integral risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. **The Journal of Wildlife Management**, v. 76, n. 6, p 1215-1224. 2012.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review. **Ecology and Society**, v. 14, n.1. 2009.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review Ecological Systems**, v. 29, p. 207-231. 1998.

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

FU, W.; LIU, S.; DEGLORIA, S. D.; DONG, S.; BEAZLEY, R. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. **Landscape and Urban Planning**, v. 95, n. 3, p. 122-129. 2010.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, v. 91, n. 1, p. 1-7. 2009.

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

GOMES, L., GRILO, C., SILVA, C.; MIRA, A. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research*, v. 24, p. 355-370. 2009.

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

GRILO, C.; BISSONETTE, J. A.; SANTOS-REIS, M. Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 2, p. 301-313. 2009.

GRILO, C.; BISSONETTE, J. A.; CRAMER, P. C. Mitigation Measures to reduce Impacts on Biodiversity. *In: Highways: Construction, Management, and Maintenance*, Chapter 5, p. 73-114. 2010.

GRYZ, J.; KRAUZE, D. Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland). *European Journal of Wildlife Research*, v. 54, n. 4, p. 709-714, 2008.

GUNSON, K. E.; CLEVINGER, A. P.; FORD, A. T.; BISSONETTE, J. A.; HARDY, A. A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental management*, v.44, n.2, p.268-77. 2009.

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

HUIJSER, M. P.; DUFFIELD, J. W.; CLEVINGER, A. P.; AMENT, R. J.; MCGOWEN, P. T. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society*, v. 14, n. 2, p. 15. 2009.

JOCHIMSEN, D. M.; PETERSON C. R.; HARMON, L. J. Influence of ecology and landscape on snake road mortality in a sagebrush-steppe ecosystem. *Animal Conservation*. p. 1367-9430. 2014.

LANGEN, T. A.; OGDEN, K. M.; SCHWARTING, L. L. Predicting Hot Spots of Herpetofauna Road Mortality Along Highway Networks. *Journal of Wildlife Management*, v. 73, n. 1, p. 104-114. 2009.

LAURANCE, W. F.; CROES, B. M.; GUISSOUEGOU, N.; BUIJ, R.; DETHIER, M.; ALONSO, A. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in african rainforests. *Conservation Biology*, Boston, v. 22, n. 1, p. 721-732, 2008.

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

MACE, R. D.; WALLER, J. S.; MANLEY, T. L.; LYON, L. J.; ZUURING, H. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. **Journal of Applied Ecology**, n. 33, p. 1395-1404. 1996.

MKANDA, F. X.; CHANSA, W. Changes in temporal and spatial pattern of road kills along the Lusaka-Mongu (M9) highway, Kafue National Park, Zambia. **South African Journal of Wildlife Research**, v. 41, p. 1, p. 68–78, 2011.

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

NEUMANN, W.; ERICSSON, G.; DETTKI, H.; BUNNEFELD, N.; KEULER, N. S.; HELMERS, D. P.; RADELOFF, V. C. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. **Biological Conservation**, v. 145, n. 1, p. 70-78. 2012.

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

ORLOWSKI, G. Spatial distribution and seasonal pattern in Road mortality of the common toad *Bufo bufo* in an agricultural landscape of south-western Poland. **Amphibia-Reptilia**, n. 28, p. 25-31. 2007.

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

PERZ, S. G.; CALDAS, M. M.; ARIMA, E., WALKER, R. J. Unofficial road building in the Amazon: Socioeconomic and biophysical explanations. **Development and Change**, v. 38, n. 3, p. 529-551.

PRADA, C. S. Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do Estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise dos fatores envolvidos. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, Brasil. 2004.

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

RAMP, D., CALDELL, J.; EDWARDS, K. A. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, v. 126, p. 474-490. 2005.

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

ROGER, E.; LAFFAN, S. W.; RAMP, D. Road impacts a tipping point for wildlife populations in threatened landscapes. **Population Ecology**, v. 53, n. 1, p. 215-227. 2011.

ROGER, E.; RAMP, D. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. **Diversity and Distributions**, n. 15, p. 222-231. 2009.

ROSA, C. A. D.; BAGER, A. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 1-5. 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, 2011.

SANTOS, S. M.; CARVALHO, F.; MIRA, A. How long do the dead survive on Road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. **PlosOne**, v. 6, n. 9. 2011.

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

SAEKI, M.; MACDONALD, D. W. The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. **Biological Conservation**, v. 118, p. 559-571. 2004.

SESHADRI, K. S.; GANESH, T. 2011. Faunal mortality on roads due to religious tourism across time and space in protected areas: a case study from south India. **Forest Ecology and Management**. v. 262, p. 1713 – 1721. 2011.

SHEPARD, D. B.; DRESLIK M. J.; JELLEN, B. C.; PHILLIPS, C. A. Reptile Road Mortality around an Oasis in the Illinois Corn Desert with emphasis on the endangered Eastern Massasauda. **Copeia**, n. 2, p. 350-359. 2008.

SLATER, F. M. An assessment of wildlife road casualties - the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. **Web Ecology**, v. 3, p. 33-42, 2002.

SMITH-PATTEN, B. D.; PATTEN, M. A. Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. **Environmental management**, v. 41, n. 6, p. 844-52, 2008.

SNOW, N. P.; WILLIAMS, D. M.; PORTER, W. F. A landscape-based approach for delineating hotspots of wild-life-vehicle collisions. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 817–829, 2014.

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

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, A. V., P.; ESPERANDIO, I. B.; KINDEL, A. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, v. 157, p. 317-323. 2013.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. **Conservation Biology**, v. 14, n.1, p. 18-30. 2001.

VAN DER REE, R.; HEINZE, D.; McCARTHY, M.; MANSERGH, I. Wildlife tunnel enhances population viability. **Wildlife Tunnel Enhances Population Viability**, v. 14, n. 2, p. 7. 2009.

ZUG, G. R., VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology**, Second Edition. Academic Press, San Diego 2001.

CAPITULO 1

**EFEITO DE ESCALAS TEMPORAIS NA DEFINIÇÃO DE MEDIDAS
DE MITIGAÇÃO DE IMPACTOS DE RODOVIAS**

1 INTRODUÇÃO

A perda de indivíduos causada pela mortalidade nas rodovias, afeta o crescimento e a persistência das populações (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; ROGER; LAFFAN; RAMP, 2011), o que tem atraído a atenção de pesquisadores e gestores para reduzir este impacto (GLISTA et al., 2009; CURETON; DEATON, 2012; TEIXEIRA et al., 2013). Considerando que as principais estruturas de mitigação utilizadas são espacialmente restritas, como estruturas de travessias, cercas e redutores de velocidade, a eficiência destas estruturas está relacionada à sua implantação em locais adequados (GLISTA et al., 2009).

Entretanto, como os atropelamentos não ocorrem de forma aleatória no espaço e no tempo, determinar os locais de agregação dos atropelamentos é essencial para definir medidas de mitigação. E para isso, compreender as principais características espaciais e temporais, como clima, tráfego e biologia das espécies, relacionadas aos atropelamentos ajuda a prever locais e períodos com maior ocorrência de atropelamentos (CLEVENGER et al., 2003; RAMP et al., 2005; GRILO et al., 2009; GUNSON et al., 2010; ROGER; RAMP, 2011; CARVALHO; MIRA, 2011).

A existência de padrões temporais, refletida pela existência de períodos com maior atropelamento (DUSSAULT et al., 2006; SHEPARD et al., 2008; GRILO et al., 2009; CURETON, DEATON, 2012), faz com que medidas de mitigação sejam efetivas somente em determinados períodos do ano. Para isso um esforço amostral adequado pode auxiliar na determinação das agregações de atropelamentos de forma a aumentar a eficiência das mitigações e minimizar a mortalidade causada por rodovias. Porém, pouco se sabe com relação ao esforço amostral (intervalo, duração e número de monitoramento) necessário para detecção adequada dos padrões de atropelamentos.

Poucos trabalhos abordam questões metodológicas para avaliar eficácia na definição dos locais para aplicação de medidas mitigação. Bager; Rosa (2010) propuseram um índice para definição dos locais onde aplicar medidas de mitigação sem basear apenas em taxas de atropelamento e Ford et al. (2011) buscaram encontrar a melhor localização e extensão de cercas para reduzir acidentes, considerando o padrão temporal das colisões, importância para conservação e benefícios econômicos. Avaliando o esforço amostral com relação a frequência de amostragens, Bager; Rosa (2011) avaliaram a alteração na riqueza, abundância e composição de espécies atropeladas utilizando diferentes esforços amostrais e definiram a frequência de amostragens necessária para cada objetivo.

O tipo e a localização da medida de mitigação utilizada podem ser definidos com base na distribuição dos atropelamentos de uma ou várias espécies. Embora a utilização de algumas estruturas de passagem possa ser utilizada por mais de uma espécie, alguns trabalhos têm mostrado que a necessidade de características particulares para passagens de fauna para cada espécie (GLISTA et al., 2009). Contrariamente, Lesbarreres; Fahrig (2012) sugerem que dois padrões de estruturas de mitigação podem ser suficientes para maioria das espécies, extensas estruturas de travessia e cercas para manter os animais fora das rodovias. Bager; Fontoura (2013) corroboram com a utilização de cercas e passagens de fauna, embora o sistema de proteção avaliado não tenha sido efetivo em todo o trecho da rodovia e para todas as espécies devido à localização das passagens inferiores e falta de direcionamento das cercas.

Assim, é essencial conhecer se os padrões de mortalidade se sobrepõem entre grupos taxonômicos, já que é comum a definição de hotspots de atropelamento utilizando estes grupos (TEIXEIRA et al., 2013). Com a sobreposição no padrão de atropelamento, a definição de medidas de mitigação para diversas espécies pode ser baseada em apenas uma, a espécie mais

abundante ou de fácil amostragem (TROUMBULAK; FRISSEL; 2001; GLISTA et al., 2009; TAYLOR; GOLDINGAY, 2010). E com isso reduzir o esforço empregado em coletas de dados e erros embutidos devido a taxas de detecção e remoção, por exemplo, além de permitir a mitigação de espécies raras que são menos amostradas (TEIXEIRA et al., 2013).

Como cada táxon apresenta diferentes períodos de atividade relacionados às suas características biológicas, acreditamos que os padrões de atropelamento também se alteram ao longo do tempo. Devido a estes padrões temporais, o número e distribuição dos atropelamentos devem ser diferentes de acordo com o número de amostragens realizadas durante o ano.

Nosso objetivo foi avaliar como o padrão temporal dos atropelamentos influencia na definição de locais para instalação de medidas de mitigação. Para tanto realizamos (1) a identificação do padrão temporal dos atropelamentos de diferentes grupos de vertebrados e as variáveis ambientais relacionadas a este padrão, (2) verificamos a distribuição dos atropelamentos ao longo da rodovia e a repetição deste padrão entre os anos e (3) definimos quantas amostragens são necessárias para que possamos definir adequadamente a distribuição dos atropelamentos e a localização de medidas de mitigação.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O trabalho foi realizado no extremo sul do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, em uma região da Planície Costeira. Com relevo baixo e plano, a área é caracterizada por formações de restinga e áreas alagadiças, campos litorâneos e lagoas de água doce, salobra e lagunas (CARVALHO; RIZZO, 1994). O clima é subtropical úmido (Cfa), caracterizado por chuvas bem distribuídas durante o ano, com precipitação anual média de 1252 mm e temperatura média anual de 17°C, oscilando de -3°C a 18°C (KLEIN, 1998).

Os dados foram coletados nas rodovias BR 392 e BR 471, rodovias federais com uma pista de rodagem pavimentada e que ligam as cidades de Pelotas e Rio Grande ao Chuí, cidade mais meridional do país. Ao longo destas rodovias ocorrem extensas áreas úmidas, permanentes e sazonais, além de campos abertos, dunas litorâneas, cultivos de arroz e vegetação pioneira (WAECHTER; JARENKOW, 1998). A BR 471 corta a Estação Ecológica (ESEC) do Taim em aproximadamente 17 km de extensão. A ESEC Taim é uma unidade de conservação federal de proteção integral localizada entre a Lagoa Mirim e o Oceano Atlântico visando proteger banhados e a grande diversidade de fauna da região (ICMBIO, 2013).

Em 2002 foram monitorados 117 km entre Pelotas (31°48'19"S; 52°19'39"W) e o extremo sul da ESEC Taim (32°40'36"S; 52°35'42"W), no município de Santa Vitória do Palmar, com 33 km na BR 392 e 84 km na BR 471. Em 2005 o monitoramento foi ampliado em 20 km na BR 471, abrangendo toda a área da ESEC Taim e encerrando na Fazenda Santa Marta (32°49'32"S; 52°41'25"W).



Figura 1 Área de estudo e em detalhe as rodovias amostradas, BR471 e BR392 (BAGER; ROSA, 2011). Os pontos representam o início e o fim do trecho da rodovia monitorado.

2.2 Coleta de dados de atropelamento

Os atropelamentos dos vertebrados selvagens foram registrados semanalmente de Janeiro a Dezembro nos anos de 2002 e 2005, exceto em Julho de 2002. O monitoramento das rodovias foi realizado de carro a uma velocidade média de 50 km/h, sempre no sentido Pelotas – ESEC Taim. Os monitoramentos foram iniciados às 07h e finalizando entre 12h e 15h, realizados por dois observadores e evitando finais de semana e dias de chuva. Cada carcaça observada foi identificada até a menor categoria taxonômica possível, registrada data de coleta e a localização com um GPS.

2.3 Coleta de dados ambientais

As variáveis ambientais utilizadas foram precipitação, temperatura máxima, temperatura mínima, temperatura do bulbo seco e umidade relativa do

ar. Todas as variáveis foram coletadas na estação meteorológica de Santa Vitória do Palmar, município onde se localiza a ESEC Taim, com coleta de dados diários. Estes dados estão disponíveis no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP), que abriga dados meteorológicos diários referentes a séries históricas das estações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Os atropelamentos podem estar relacionados com as condições ambientais dos dias anteriores em que aconteceram e não do mesmo dia. Para verificar a relação dos atropelamentos com as variáveis ambientais dos dias anteriores a cada monitoramento, testamos cada variável em quatro diferentes escalas: a variável coletada no mesmo dia em que do monitoramento e a variável coletada nos três dias anteriores a cada atropelamento.

Para a precipitação consideramos ainda outras três escalas dos dados, testando a influência de valores da precipitação acumulados durante diferentes dias, sendo uma escala somando os valores de precipitação do dia do monitoramento mais um dia anterior e outras duas somando o valor do dia do monitoramento com até três dias anteriores.

2.4 Classificação das espécies atropeladas

Para as análises excluímos todos os animais não identificados pelo menos ao nível de gênero e as espécies com menos de cinco indivíduos encontrados em cada ano. Todas as espécies que foram excluídas devido ao baixo número de indivíduos não apresentavam risco de extinção e, principalmente, foram espécies de pequeno porte subamostradas no trabalho devido a metodologia de coleta aplicada (veículo e velocidade). Os anfíbios também não foram incluídos no trabalho devido a metodologia aplicada.

Para as análises propostas dividimos as carcaças em diferentes grupos. Consideramos todas as espécies como um único grupo chamado de

VERTEBRADOS e cada classe taxonômica (AVES, MAMÍFEROS e RÉPTEIS). Em cada classe analisamos separadamente as espécies com maior taxa de atropelamento, ameaçadas de extinção e/ou que causem impactos ao ser humano, devido a colisões com veículos ou danos em lavouras. As espécies consideradas foram: Aves - *Chysomus ruficapillus* (Viellot, 1819); Mamíferos - *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766), *Didelphis albiventris* Lund, 1840, *Hydrochaerys hydrochaerys* Linnaeus, 1766, *Leopardus geoffroyi* (d'Orbigny & Gervais, 1844), *Lutreolina crassicaudata* (Desmarest, 1804) *Myocastor coypus* (Molina, 1782); Reptil - *Helicops infrataeniatus* Jan, 1865 e *Tupinambis meriane* (Duméril & Bibron, 1839). O número de atropelamentos em cada mês para todas as espécies e grupos analisados está disponível na Tabela 1.

Tabela 1 Número de atropelamento para cada classe, espécies e grupo analisados, por mês em cada ano.

	2002												Total	2005												Total
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan		Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez		
AVES	41	28	32	56	26	7	2	2	3	1	4	202	12	10	12	38	5	4	6	4	9	3	3	10	116	
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	6	6	9	48	16	4	0	0	1	0	2	92	0	0	0	30	2	1	0	0	3	1	0	1	38	
MAMÍFEROS	78	46	46	46	132	88	71	43	38	5	15	608	50	71	45	52	19	55	40	31	37	31	34	42	507	
<i>Cerdocyon thous</i>	5	4	2	6	5	9	6	3	1	0	0	41	3	7	4	3	4	10	3	3	5	2	1	1	46	
<i>Conepatus chinga</i>	7	4	6	3	11	3	11	2	3	0	0	50	6	3	1	4	1	9	3	3	9	3	5	3	50	
<i>Didelphis albiventris</i>	12	1	7	6	11	4	9	10	7	2	3	72	13	22	19	12	7	6	7	10	4	7	11	5	123	
<i>Galictis cuja</i>	1	0	4	3	5	0	0	2	2	0	3	20	0	2	2	0	0	0	0	2	1	1	0	2	10	
<i>Hydrochaerys hydrochaerys</i>	6	1	3	6	30	20	9	9	1	0	1	86	0	1	3	7	2	8	6	2	6	5	4	10	54	
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	8	7	4	1	5	1	2	0	2	0	0	30	2	5	1	0	0	0	2	1	1	1	1	0	14	
<i>Myocastor coypus</i>	10	5	2	4	33	40	21	14	16	2	3	150	13	8	7	7	1	10	11	1	2	0	2	6	68	
<i>Leopardus geoffroyi</i>	2	0	1	1	2	2	3	0	1	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	3	4	11	
<i>Procyon cancrivorus</i>	0	3	1	3	4	2	1	0	1	0	1	16	2	0	2	1	0	1	4	2	0	1	1	0	14	
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	2	0	4	3	5	1	1	0	0	0	0	16	1	0	1	0	0	2	0	1	0	1	1	0	7	
Carnívoros Terrestres	17	11	18	19	32	17	22	7	8	0	4	155	12	12	10	8	5	22	10	13	16	9	11	10	138	
Herbívoros Aquáticos	16	6	5	10	63	60	30	23	17	2	4	236	13	9	10	14	3	18	17	3	8	5	6	16	122	
RÉPTEIS	59	59	210	15	14	2	17	21	73	21	17	508	62	58	89	44	5	10	5	2	14	66	34	39	428	
<i>Acanthochelys spixii</i>	3	1	2	1	2	0	1	1	2	1	0	14	1	0	0	4	0	1	0	2	1	3	1	2	15	
<i>Helicops infrataeniatus</i>	20	43	176	8	0	0	12	14	46	15	10	344	16	25	73	9	2	4	2	0	2	34	6	13	186	
<i>Hydromedusa tectifera</i>	4	0	0	1	2	0	2	3	5	2	2	21	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	5	
<i>Phrynops hilarii</i>	1	1	4	1	2	1	0	0	4	0	1	15	21	15	3	8	0	0	0	0	0	6	2	2	57	
<i>Trachemys darbigni</i>	7	1	5	4	3	0	1	2	15	1	3	42	5	5	8	13	2	4	2	0	6	7	12	4	68	
<i>Tupinambis meriane</i>	19	8	15	0	0	1	0	0	1	1	1	46	13	8	1	1	0	0	0	0	1	2	7	12	45	
Quelônios	15	3	11	7	9	1	4	6	26	4	6	92	27	21	11	28	3	5	2	2	7	16	15	8	145	

Criamos ainda “grupos ecológicos” que reúnem espécies com características ecológicas semelhantes, como o tipo de habitat e alimentação.

Estes grupos abrangem espécies ameaçadas e carismáticas, mas com baixo número de indivíduos para serem analisadas separadamente, ou que causam graves acidentes. Os grupos são: MAMÍFEROS CARNÍVOROS TERRESTRES - *C. thous*, *Conepatus chinga* (Molina, 1782), *Galictis cuja* (Molina, 1782), *L. geoffroy*, *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier, 1798) e *Pseudalopex gymnocercus* (G.Fischer, 1814); MAMÍFEROS HERBÍVOROS AQUÁTICOS - *H. hydrocaerys* e *M. coypus*; e QUELÔNIOS - *Acanthochelys spixii* (Spixii, 1824), *Hydromedusa tectifera* Cope, 1869, *Phrynops hilarii* Duméril & Bibron, 1835 e *Trachemys dorbigni* (Duméril & Bibron, 1835) (Tabela 1). A utilização de grupos de espécies é uma boa maneira de analisar os impactos e propor mitigações para espécies pouco detectadas em monitoramentos, evitando grande número de zeros (ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

2.5 Análise de dados

Para todas as análises consideramos um nível de significância de 0.05 e, sempre que necessário, a taxa de atropelamento foi utilizada. A taxa de atropelamento foi calculada para todas as espécies e grupos como o número de indivíduos atropelados por quilometro por dia de monitoramento (ind./km/dia).

2.5.1 Padrão temporal dos atropelamentos

Avaliamos o padrão temporal dos atropelamentos para cada grupo através da função de autocorrelação (acf). Esta é uma importante ferramenta para caracterizar séries temporais e indicar seus principais componentes (tendência, sazonalidade e cíclica). A acf é definida como o grau de variação comum entre uma variável medida no tempo t com ela mesma medida em tempo anterior $t-k$ utilizando a correlação de Pearson para quantificar a relação (ZUUR;

IENO; SMITH, 2007; MORETTIN; TOLOI, 2004). Se a autocorrelação é próxima de zero ocorre um processo aleatório, sem persistência ou regularidade ao longo do tempo, mas se a acf é significativamente diferente de zero ($p > 0.05$) indica a existência de tendência ou sazonalidade (MORETTIN; TOLOI, 2006; ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

Utilizamos a acf apenas para verificar a existência de correlação temporal entre os dados e a presença de uma componente sazonalidade. Entretanto não foi possível estimar a tendência e sazonalidade devido ao baixo número de amostragens das nossas séries. A sazonalidade é um componente das séries temporais que se repete regularmente, já a tendência é uma componente de longo prazo e que não se repete no tempo estudado (MORETTIN; TOLOI, 2004).

2.5.2 Variáveis ambientais e a predição de atropelamentos

Utilizamos modelos aditivos generalizados mistos (GAMM) para testar os efeitos de variáveis ambientais no atropelamento de cada grupo separadamente, utilizando a função *gamm* com distribuição de Poisson no pacote *nlme* no R 3.0.3 (PINHEIRO et al., 2013). Modelos aditivos generalizados são consideradas alternativas não paramétricas de modelos lineares e não exigem conhecimento a priori da relação entre as variáveis, permitindo a aplicação quando espera-se uma relação mais complexa entre as variáveis (ZUUR et al., 2009). Escolhemos modelos mistos por permitirem a utilização de dados correlacionados e de difícil manipulação como, por exemplo, com heterogeneidade, correlação espacial e temporal (ZUUR et al., 2009).

Os atropelamentos foram tratados como variável resposta nos modelos e as variáveis ambientais como efeito fixo. Devido a correlação temporal entre as observações, utilizamos a variável “Dia do ano” que varia entre 1 e 365 e

representa a componente sazonal dos dados (ZUUR et al., 2009). Ainda devido a estrutura temporal dos dados adicionamos aos resíduos uma componente de autocorrelação temporal auto-regressiva de médias móveis de ordem (p,q) (ARMA) (ZUUR et al., 2009).

Para definir as variáveis incluídas nos modelos, selecionamos para cada grupo de variável a escala que apresentou maior correlação com o grupo de espécies. Quando nenhuma escala apresentou correlação a variável não foi incluída no modelo. Ainda assim, para evitar colinearidade não incluímos no mesmo modelo variáveis com correlação >0.05 , então após determinar a escala de cada variável a ser utilizada verificamos a correlação entre elas eliminando, em cada par de variáveis altamente correlacionadas, aquela com menor correlação com a variável resposta (ZUUR et al., 2009; CURETON; DEATON, 2012).

Para cada grupo de espécies avaliamos pelo menos três modelos candidatos: um modelo apenas com a variável ambiental; outro adicionando a componente sazonal “Dia do ano”; e por fim um modelo contendo o melhor modelo dentre os anteriores mais a componente de autocorrelação temporal ARMA. Quando mais de uma variável ambiental apresentou correlação com o grupo adicionamos as variáveis uma a uma de acordo com o AIC. Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC) para selecionar os melhores modelos, sendo o modelo com menor AIC considerado o mais parcimonioso.

Definimos um modelo para cada grupo para o ano de 2002. Após encontrar o melhor modelo, comparamos os atropelamentos observados e os preditos para o ano de 2002 e 2005 de cada grupo utilizando o modelo mais parcimonioso. Para realizar a predição dos atropelamentos com os modelos gerados utilizamos a função *predict* do pacote *stats*, função utilizada para predição de resultados a partir de diferentes funções de ajustes de modelos (R Core Team, 2014).

2.5.3 Padrão espacial de atropelamentos e número de amostragens

Para determinar o padrão espacial dos atropelamentos e o número de amostragens necessário para que este padrão de atropelamentos seja semelhante ao padrão obtido com um ano de monitoramento, comparamos a distribuição das densidades de pontos de atropelamento na rodovia.

Para comparar as densidades de atropelamentos primeiramente calculamos a distância de cada ponto de atropelamento ao início do trecho monitorado da rodovia utilizando o plugin LRS - Linear Reference System (0.3.2) no software Quantun Gis - QGis 1.8.0 Lisboa.

Geramos um gráfico de densidades para verificar se a distribuição dos pontos na rodovia é semelhante entre os anos de 2002 e 2005. Para comparar a densidade entre os anos utilizamos a função *sm.density.compare* do pacote “*sm*” - *Smoothing methods for nonparametric regression and density estimation* no R3.0.3 (BOWMAN; AZZALINI, 2014). Essa função compara as densidades dos pontos ao longo da rodovia fornecendo a significância. Para $p\text{-valor} > 0.01$ consideramos que o padrão de variação espacial das densidades de atropelamentos é semelhante entre os anos.

Comparamos a distribuição dos pontos na rodovia entre os dois anos verificando se o padrão espacial dos atropelamentos é equivalente. Realizamos essa comparação para todos os grupos avaliados somente para a amostragem anual.

Para definir o número de amostragem necessário para obter o padrão espacial semelhante ao de um monitoramento anual definimos a distribuição das densidades dos atropelamentos para diferentes amostragens realizadas aleatoriamente com 50 simulações. Comparamos as densidades dos atropelamentos observadas (monitoramento anual) com cada uma gerada pelas

amostragens aleatórias. As amostragens aleatórias foram realizadas considerando os números de monitoramentos variando de 12 a $S - 2$, sendo S o total de monitoramentos realizados durante o ano. Para comparar as densidades utilizamos novamente a função *sm.density.compare*.

Cada tamanho de amostragem (12 a $S-2$) apresenta 50 p-valores devido as simulações e a comparação com as densidades observadas. Para cada um dos tamanhos de amostragem calculamos o quantil 5% deste p-valores de forma a determinar os 95% dos valores amostrados que são significativamente semelhantes ($p > 0.05$). Para sermos mais restritos e garantir a semelhança entre as densidades observadas e amostradas, consideramos que as amostragens foram semelhantes apenas quando os valores do quantil 5% foram maiores que um p-valor de 0.05.

3 RESULTADOS

No total de 75 monitoramentos (35 em 2002 e 42 em 2005), nós encontramos 2886 indivíduos (2002 = 1328; 2005 = 1558) distribuídos em 84 espécies. Para as análises consideramos 2369 carcaças de 31 espécies, sendo 1051 em 2002 e 1318 em 2005. A taxa de atropelamento em 2002 foi de 0.320 ind./km/dia e em 2005 de 0.179 ind./km/dia.

3.1 Padrão Temporal dos atropelamentos

Os grupos que apresentaram autocorrelação temporal foram RÉPTEIS, *H. infrataeniatus* e *T. merianae* em 2002 e VERTEBRADOS, RÉPTEIS e *T. merianae* em 2005 (

Figura 2). Os VERTEBRADOS apresentaram menor período de atropelamento, entre Maio e Setembro. A classe RÉPTIL foi a única que apresentou autocorrelação, indicando a presença de sazonalidade, com menor atropelamento também entre Maio e Setembro para os dois anos.

Dentre os grupos de répteis, *T. merianae* mostrou autocorrelação na acf em ambos os anos, com o período de menor atropelamento ocorrendo entre abril e outubro em 2002 e entre março e setembro em 2005. *H. infrataeniatus*, a espécie mais atropelada entre os répteis (Tabela 1), apresentou autocorrelação apenas em 2002, com períodos de baixo atropelamento entre abril e setembro. Em 2005 a correlação não foi significativa para *H. infrataeniatus*, embora tenha apresentado o mesmo padrão temporal dos atropelamentos que o ano anterior.

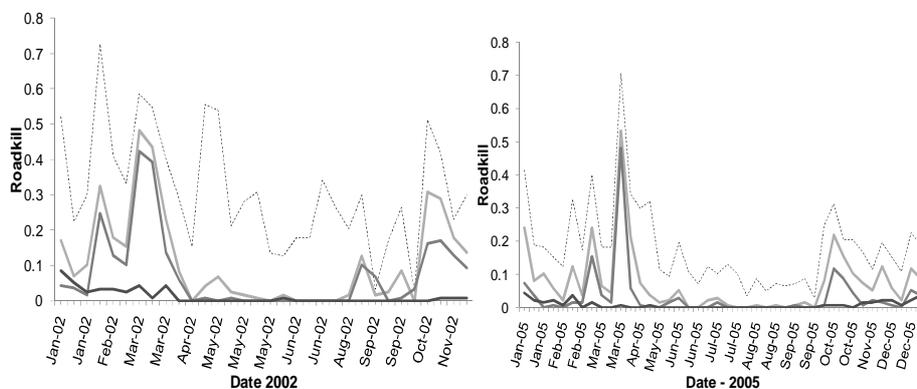


Figura 2 Gráfico das séries temporais de atropelamentos de VERTEBRADOS (•••), RÉPTEIS (—), *H. infrataeniatus* (—) e *T. merianae* (—) nos anos de 2002 e 2005.

MAMÍFEROS, AVES e nenhum de seus grupos não apresentam sazonalidade em suas séries de atropelamentos em nenhum dos anos estudados, sendo os atropelamentos distribuídos ao longo do ano (

Figura 3).

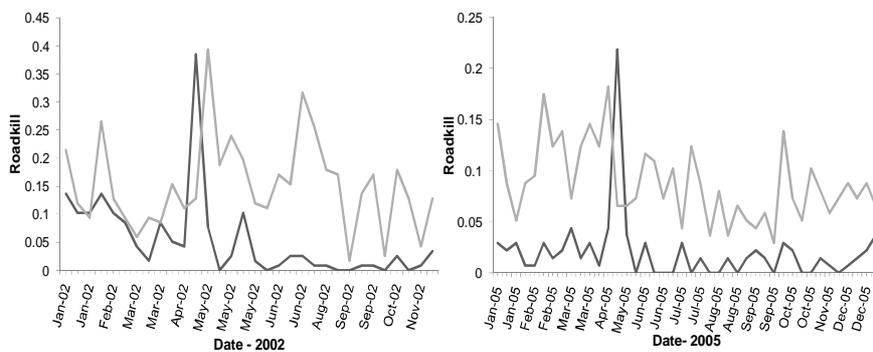


Figura 3 Gráfico das séries temporais de atropelamentos das classes sem sazonalidade, AVES (—) e MAMÍFEROS (—) nos anos de 2002 e 2005.

3.2 Variáveis Ambientais e a previsão de atropelamentos

Exceto para *C. ruficapillus*, MAMÍFEROS, *C. thous*, *L. crassicaudata* e CARNÍVOROS, encontramos para os demais grupos analisados a temperatura mínima como principal variável relacionada aos atropelamentos (Tabela 2). Com relação as variáveis da sazonalidade, a componente de autocorrelação não foi incluída apenas nos modelos de *C. ruficapillus*, *M. coypus* e MAMÍFEROS CARNÍVOROS TERRESTRES (Tabela 2). O único grupo que incluiu o dia do ano no modelo mais paramétrico foi QUELÔNIOS.

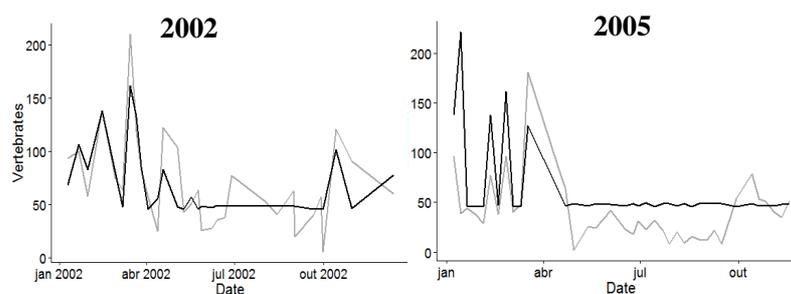
Com relação as diferentes escalas das variáveis ambientais, as variáveis de um dia antes do monitoramento foram as mais relevantes para os grupos, exceto para *C. ruficapillus*, MAMÍFEROS, *C. thous*, *L. geoffroyi*, *M. coypus*, MAMÍFEROS CARNÍVOROS TERRESTRES (Tabela 2). Nenhum grupo apresentou maior correlação com a precipitação acumulada durante diferentes dias.

Tabela 2 Melhor modelo ajustados para seleção das variáveis ambientais de cada grupo, com o Critério de seleção de Akaike (AIC) e peso do AIC (Wi) de cada modelo. TI1: temperatura mínima do dia anterior ao monitoramento; TA1: temperatura máxima do dia anterior; TA3: temperatura máxima de três dias anteriores; PP1: precipitação do dia anterior ao monitoramento; PP2: precipitação de dois dias anteriores; UR2: umidade relativa de dois dias anteriores ao monitoramento; cor.temporal: componente de autocorrelação temporal.

Grupo	Modelo	AIC	Wi
VERTEBRADOS	TI1+cor.temporal	45.583	0.578
AVES	TI1	105.986	0.466
C. ruficapillus	UR2	131.025	0.411
RÉPTEIS	TI1+PP1+cor.temporal	82.264	0.793
H. infrataeniatus	TI1+cor.temporal	89.868	0.911
T. merianae	TI1+cor.temporal	60.562	1.000
Quelônios	TI1+dia ano+cor.temporal	95.521	0.621
MAMÍFEROS	TA3+cor.temporal	48.283	0.716
C. thous	UR2+cor.temporal	83.907	0.896
D. albiventris	TI1+PP1+cor.temporal	70.778	0.374
H. hydrochaeris	TI1+cor.temporal	90.985	0.570
L. geoffroyi	PP2+cor.temporal	106.566	0.987
L. crassicaudata	TA1+cor.temporal	98.467	1.000
M. coypus	TI2	88.977	0.520
Carnívoros Terrestres	UR2	70.164	0.463
Herbívoros Aquáticos	TI1+cor.temporal	82.375	0.934

De uma forma geral, prever os atropelamentos utilizando os as variáveis ambientais selecionadas com o GAMM foi possível para o ano de 2002, enquanto as previsões para 2005 não foram tão precisas.

Observando as curvas dos atropelamentos observados e estimados com os modelos GAMM, é possível prever os atropelamentos para VERTEBRADOS, AVES e *C. ruficapillus*, embora para 2005 o padrão das curvas não seja muito semelhante dificultando a previsão (Figura 4).



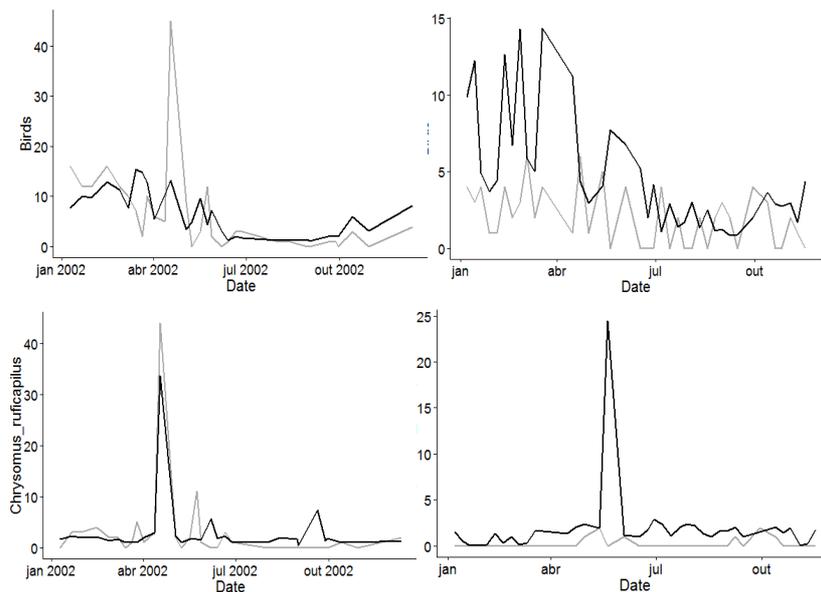


Figura 4 Atropelamentos observados em 2002 e previsões dos atropelamentos para 2005 de VERTEBRADOS, AVES e *C. ruficapillus* utilizando os modelos gerados com GAMM. Linha preta: dados preditos com o modelo. Linha cinza: dados observados.

Para os RÉPTEIS os valores preditos dos atropelamentos também foram semelhantes aos observados, podendo predizer os atropelamentos com base nas variáveis ambientais (

Figura 5). Dentre os grupos dos répteis, apenas *T. meriana* não apresentou boa previsão dos atropelamentos com base nos modelos gerados, enquanto para *H. infrataeniatus* e QUELÔNIOS a previsão dos atropelamentos foi possível, embora em 2005 não apresentem exatamente o mesmo padrão de atropelamentos (

Figura 5).

2002

2005

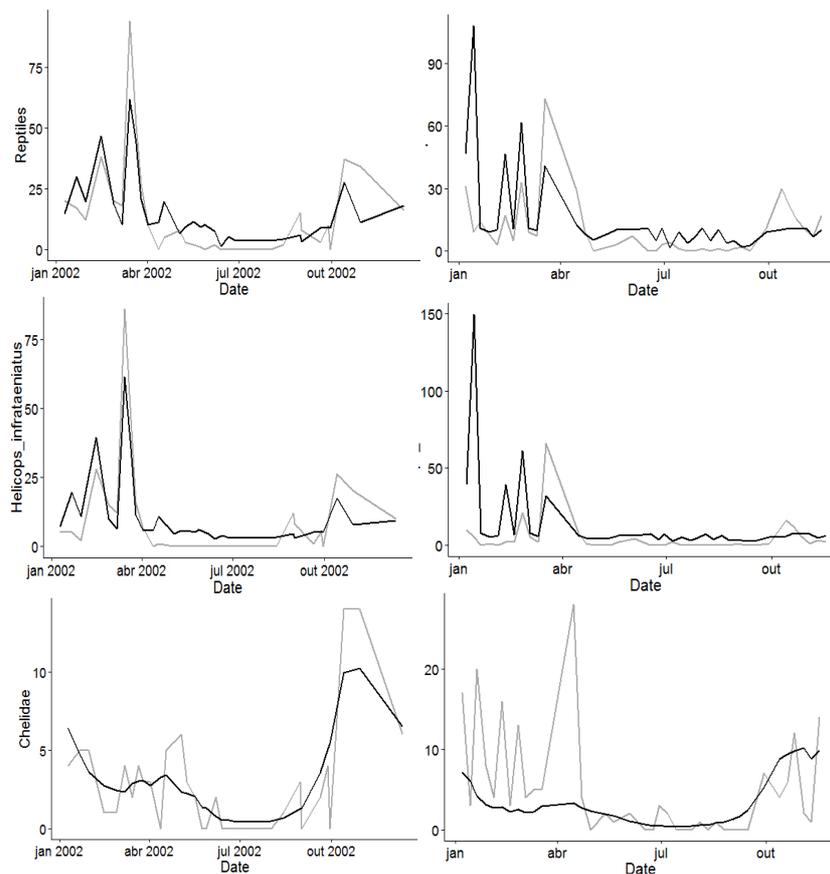


Figura 5 Atropelamentos observados em 2002 e previsões dos atropelamentos para 2005 de répteis, *H. infrataeniatus* e QUELÔNIOS utilizando os modelos gerados com GAMM. Linha preta: dados preditos com o modelo. Linha cinza: dados observados.

MAMÍFEROS e seus grupos apresentam uma capacidade de previsão dos atropelamentos, com base nas variáveis ambientais, inferior aos demais grupos. Apenas para *M. coypus*, *H. hydrochaeris*, HERBÍVOROS AQUÁTICOS e CARNÍVOROS TERRESTRES, especialmente em 2002, foi possível prever os atropelamentos (

Figura 6).

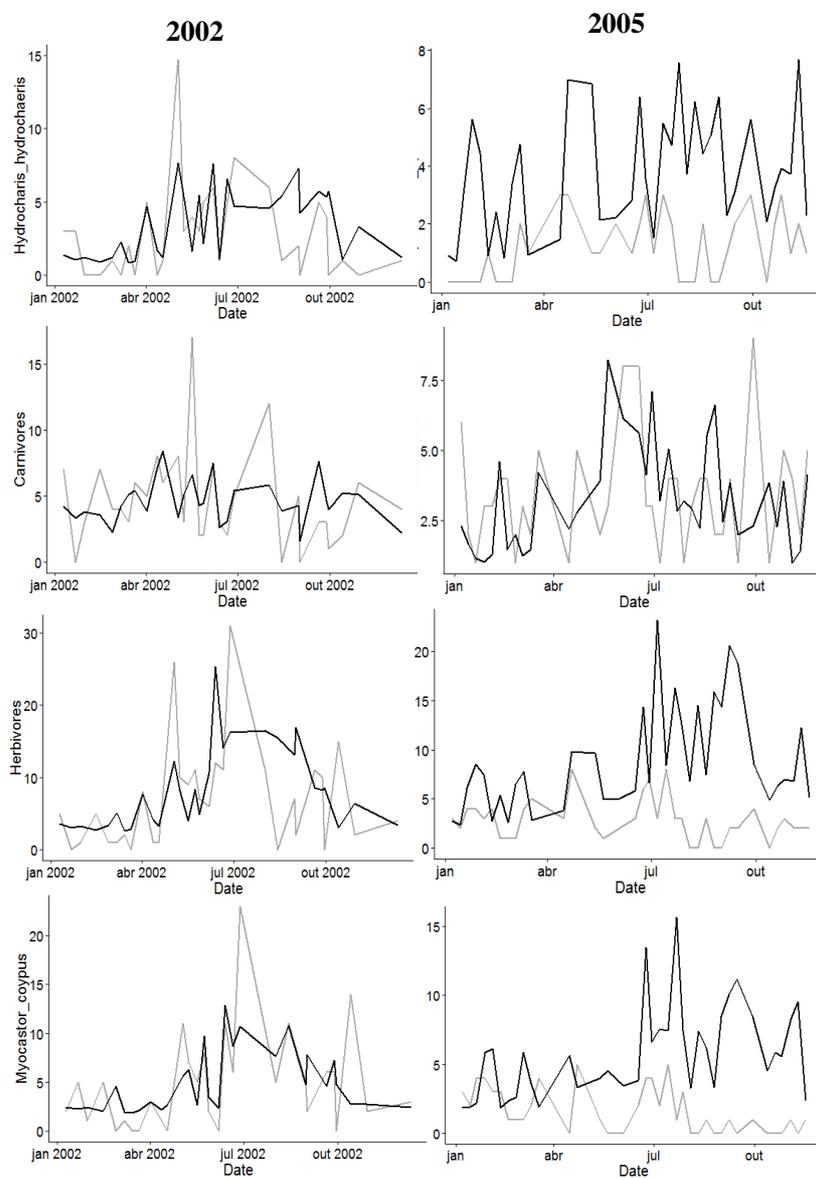


Figura 6 Atropelamentos observados em 2002 e previsões dos atropelamentos para 2005 para os grupos de mamíferos utilizando os modelos gerados com GAMM. Linha preta: dados preditos com o modelo. Linha cinza: dados observados.

3.3 Padrão espacial de atropelamentos e número de amostragens

A distribuição das densidades de atropelamentos foi diferente entre os dois anos ($p < 0.05$) para todos os grupos avaliados. Com monitoramentos anuais, para VERTEBRADOS em 2002 as maiores agregações de atropelamentos ocorrem em torno do km 110, enquanto em 2005 a concentração de atropelamentos ocorreu no início da rodovia, aproximadamente no km 12 (

Figura 7). Assim, diferentes locais da rodovia são propostos para instalação de medidas de mitigação em cada ano.

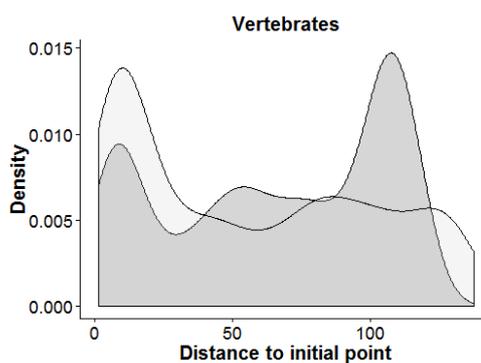


Figura 7 Distribuição de densidades de atropelamentos de VERTEBRADOS na rodovia para 2002 e 2005. Cinza escura: 2002; Cinza claro: 2005.

O mesmo ocorre para todas as classes e grupos, apresentando diferença no padrão de densidades dos pontos de atropelamento entre os anos e diferentes locais da rodovia com agregação de atropelamentos (Figura 8). Os RÉPTEIS apresentaram padrão de distribuição dos atropelamentos bastante semelhante ao dos VERTEBRADOS, com as agregações de atropelamentos em torno dos mesmos quilômetros (

Figura 7, Figura 8).

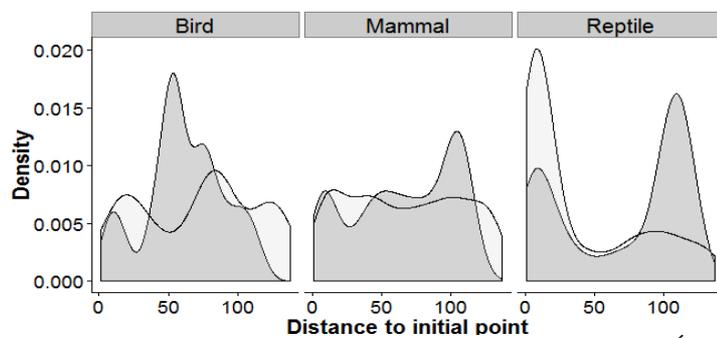


Figura 8 Distribuição de densidades de atropelamentos para AVES, MAMÍFEROS e RÉPTEIS para os anos de 2002 e 2005. Cinza escura: 2002 e cinza claro: 2005.

Dentre os grupos de mamíferos apenas *C. thous* (2002 em torno do km 50 e 2005 do km 90) e *M. coypus* (2002 em torno do km 15 e 2005 do km 100) mostraram diferentes trechos da rodovia com maior atropelamento em ambos os anos (

Figura 9). Nenhum grupo apresentou mesmo padrão de distribuição das densidades que os MAMÍFEROS (Figura 8,

Figura 9).

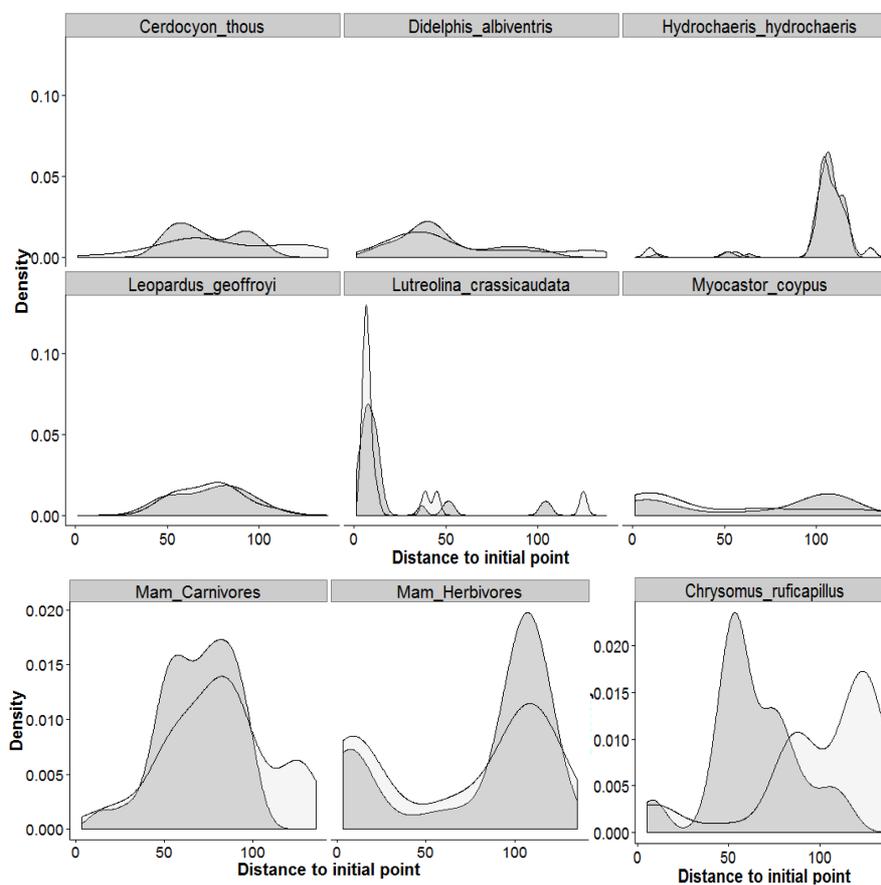


Figura 9 Distribuição de densidades de atropelamentos para os grupos de mamíferos e *C. ruficapillus* 2002 e 2005. Cinza escura: 2002 e cinza claro: 2005.

Para *C. ruficapillus* e todos os grupos de répteis o trecho da rodovia com maior densidade de atropelamentos foi diferente entre os anos (

Figura 9,

Figura 10). *C. ruficapillus* não apresentou o mesmo padrão de distribuição de atropelamentos que AVES no ano de 2005 (Figura 8;

Figura 9). Dentre os répteis, apenas *T. merianae* não apresentou agregações dos atropelamentos no início da rodovia em 2002 e no final em 2005, mostrando padrão contrário ao dos demais répteis (Figura 8,

Figura 10). Enquanto a distribuição dos atropelamentos de *H. infrataeniatus* foi a mais semelhante ao de RÉPTEIS (Figura 8,

Figura 10).

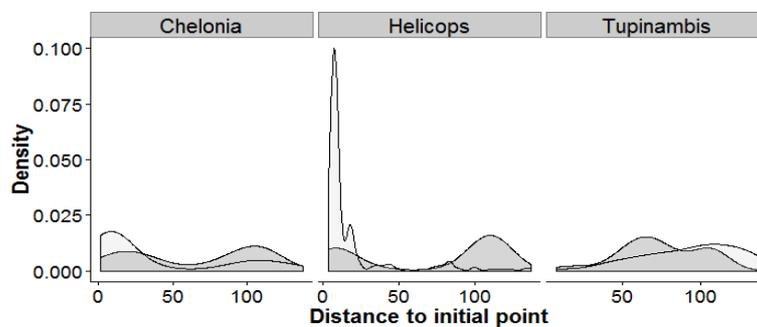


Figura 10 Distribuição de densidades de atropelamentos para todos os grupos de répteis para 2002 e 2005. Cinza escura: 2002 e cinza claro: 2005.

Como a distribuição dos atropelamentos se altera entre os anos, o número de amostragens definido para determinar o padrão de distribuição dos atropelamentos representa apenas a distribuição dos atropelamentos de um ano, podendo ainda não ser suficiente para determinar o padrão de atropelamentos permanente.

O número de amostragens necessário para definir o padrão de distribuição dos atropelamentos semelhante ao encontrado em um monitoramento anual foi maior para VERTEBRADOS, AVES, RÉPTEIS e *H.infrataeniatus* (Tabela 3). Para os demais grupos, a densidade dos atropelamentos foi semelhante, com até 12 amostragens, o menor número de amostragem avaliado.

Comparando os grupos das classes, MAMÍFEROS apresentaram menor número de amostragens necessárias do que as demais classes e os VERTEBRADOS (Tabela 3, Figura 11). Para RÉPTEIS e AVES foi necessário um alto número de amostragens (Tabela 3), com coletas semanais durante o ano todo para determinar padrão anual de distribuição dos atropelamentos (Tabela 3).

Dentre todos os grupos de répteis, o maior número de amostragens necessário foi para *H. infrataeniatus* e entre os grupos de mamíferos os únicos grupos com pelo menos 12 amostragens necessárias foram *M. coypus* e HERBÍVOROS AQUÁTICOS, apenas em 2002 (Tabela 3).

Para *C. ruficapillus*, *L. geoffroyi* e *L. crassicaudata* não foi possível verificar o número de amostragens, pois apresentam poucos atropelamentos ou concentrados em poucos dias, impossibilitando a realização das amostragens aleatórias (Tabela 1).

Tabela 3 Número de amostragens necessário para determinar o padrão de atropelamentos anual. n/d: o número de amostragens foi menor que o avaliado (12).

Grupo	2002	2005
VERTEBRADOS	28	29
AVES	27	36
MAMÍFEROS	15	13
Herbívoros Aquáticos	12	n/d
<i>M. coypus</i>	13	n/d
RÉPTEIS	30	36
<i>H. infrataeniatus</i>	24	31

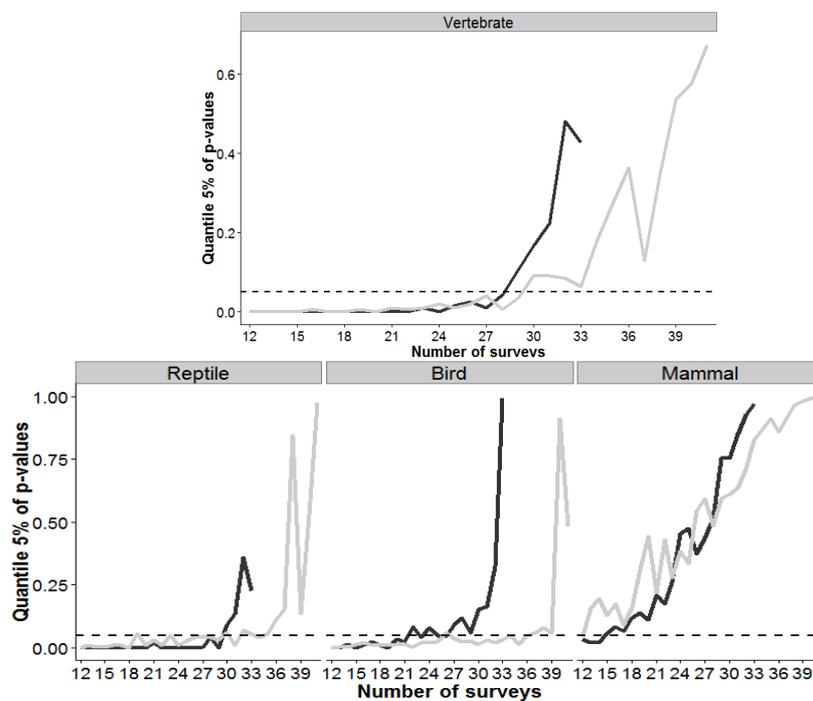


Figura 11 Número de amostragens necessário para determinar o padrão de distribuição dos atropelamentos semelhante ao de uma amostragem anual de VERETBRADOS, AVES, MAMÍFEROS e RÉPTEIS para os dois anos. Linha pontilhada: significância de 0.05; linha preta: ano de 2002; linha cinza: ano de 2005.

4 DISCUSSÃO

Uma das características mais marcantes com relação ao padrão temporal dos atropelamentos é a relação com a biologia das espécies, havendo grande variação entre os diferentes grupos taxonômicos (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; GRYZ; KRAUZE, 2008; GRILO et al. 2009; CURETON; DEATON, 2012). Por isso, a presença/ausência de sazonalidade e diferentes períodos de maior atropelamento estão relacionados ao número de amostragens que deve ser empregado para definir a distribuição de atropelamentos.

Entretanto, como a distribuição espacial dos atropelamentos foi diferente entre os anos o número de amostragens definido representa quaisquer combinações de amostragens semanais durante um ano. É necessário enfatizar que este período não é suficiente para definir uma distribuição dos atropelamentos permanente com o passar dos anos. Isso representa uma grande preocupação para conservação, já que mesmo com amostragens semanais durante um ano para definir a localização de uma mitigação pode resultar em falta de efetividade dessa medida no ano seguinte.

Todas as análises confirmam as alterações dos atropelamentos entre 2002 e 2005: o padrão de distribuição dos atropelamentos se altera, as regiões de maior atropelamento são diferentes (

Figura 7 a

Figura 10); o padrão temporal também se altera em alguns grupos, como em VERTEBRADOS que apresenta sazonalidade apenas em 2002 (

Figura 2); baixa capacidade de prever os atropelamentos em 2005 (Figura 4 a

Figura 6); e o maior número de amostragens necessário para 2005 (Tabela 3).

A diferença nos atropelamentos em diferentes anos pode ser relacionada a alterações nas condições ambientais (CARVALHO; MIRA, 2010), densidade populacional (EBERHARDT; MITCHELL; FAHRIG, 2013) e características da rodovia e do tráfego (CARVALHO; MIRA, 2010; MKANDA; CHANSA, 2011). Para nossos resultados, essa alteração deve ser relacionada às alterações ambientais, pois 2002 foi um ano bastante chuvoso, com precipitação média anual e mensal superando 50% do ano de 2005. Com a menor variação ambiental em 2002, principalmente as espécies sazonais e relacionadas ao ambiente aquático são mais atropeladas o ano todo, alterando os padrões temporais e espaciais do atropelamento.

O menor número de amostragens testado foi 12, a fim de representar o número de monitoramentos exigido pela Instrução Normativa n.13/2013 do IBAMA em licenciamentos ambientais de rodovias e ferrovias, que exige amostragens mensais durante um ano de monitoramento. Entretanto, mais amostragens são necessárias especialmente para grupos com atividades sazonais, como ocorre para VERTEBRADOS, RÉPTEIS e *H. infrataeniatus* (Tabela 3). Estes resultados corroboram o encontrado Bager; Rosa (2011) que sugerem o esforço amostral no mínimo semanal por mais de um ano para avaliar a riqueza de vertebrados atropelados. Porém para grupos sem sazonalidade, como MAMÍFEROS e todos seus grupos, 12 amostragens parece ser capaz de determinar o padrão espacial dos atropelamentos.

As AVES foram uma exceção a este fato, pois mesmo sem sazonalidade também necessitam de um alto número de amostragens (Tabela 3;

Figura 3). Isso ocorre pela presença de *C. ruficapillus*, espécie de ave mais atropelada e com atropelamentos concentrados em apenas um mês, influenciando no padrão de AVES. Porém não foi possível definir o número de

amostragens para essa espécie isoladamente, já que a concentração dos atropelamentos em um único período impediu a realização de amostragens aleatórias.

Para os RÉPTEIS, devido a sazonalidade do grupo, a amostragem semanal por um ano (total) quase não foi suficiente para definir o padrão de atropelamentos. A sazonalidade dos atropelamentos e o maior número de amostragens definido para os grupos de répteis são relacionados ao fato de serem organismos ectotérmicos, que dependem do ambiente para manter sua temperatura corporal e redução da mobilidade no inverno (ZUG et al., 2001; POUGH; JANIS; HEISER, 2008). Outros autores também encontraram sazonalidade e períodos específicos do ano com maior atropelamento para répteis (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; CURETON; DEATON, 2012, JOCHIMSEN; PETERSON; HARMON, 2014).

Dentre os grupos de répteis, apenas *H. infrataeniatus* apresentou número de amostragens tão alto e semelhante ao de RÉPTEIS, sugerindo que o padrão de atropelamento de RÉPTEIS seja um reflexo do alto atropelamento de *H. infrataeniatus*. Da mesma forma, o número de amostragens de RÉPTEIS foi o único semelhante ao de VERTEBRADOS indicando também a influência dos atropelamentos desta classe no padrão de VERTEBRADOS.

Entretanto, poucas amostragens são necessárias para todos os grupos de mamíferos, pois como os atropelamentos são distribuídos durante o ano e não têm sazonalidade poucas coletas são suficientes para determinar o padrão espacial de atropelamentos. Mesmo sem sazonalidade em nossos resultados, diversos trabalhos mostram períodos do ano em que espécies de mamíferos são mais atropeladas, geralmente associadas a características da rodovia, tráfego, períodos biológicos como dispersão e reprodução, e diferentes estágios de vida (SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008; GRILO et al., 2009; BROCKIE et al., 2009; NEUMANN et al., 2011; GARRIGA et al., 2012).

Os padrões particulares de sazonalidade e número de amostragens entre os grupos reforçam a necessidade de definir um grupo como objetivo para mitigação. Definir a espécie a ser preservada pode ser um importante passo para efetividade de medidas de mitigação, como verificado também por Forman et al. (2003) e Teixeira et al. (2013). A distribuição de densidades dos atropelamentos também corrobora essa necessidade da utilização de um grupo foco na definição de medidas de mitigação, pois são diferentes para cada grupo.

A semelhança entre o padrão de distribuição dos atropelamentos de diferentes grupos, que abrangem espécies em comum, mostra a influência do grupo mais abundante no padrão de atropelamentos, mascarando a distribuição do atropelamento das demais espécies e determinando os trechos da rodovia com maior atropelamento. A definição de *hotspots* de atropelamentos por Coelho; Kindel; Coelho (2008) excluindo as espécies dominantes também mostraram a influência destas espécies, fazendo com que na ausência de espécies dominantes os grupos maiores apresentem diferenças entre as estações.

Assim como ocorreu para o padrão temporal, isso foi também verificado com o mesmo padrão de distribuição espacial dos atropelamentos entre VERTEBRADOS e RÉPTEIS. Assim definir o local para instalação de medidas de mitigação baseado no padrão de VERTEBRADOS não seria efetivo para grupos de aves e mamíferos que têm concentrações dos atropelamentos em outros trechos da rodovia. A utilização dos dados de VERTEBRADOS para definir um único padrão de atropelamento torna-se ainda mais preocupante considerando que o padrão de atropelamentos de RÉPTEIS corresponde aos atropelamentos de *H. infrataeniatus*, excluindo *T. merianae* que tem padrão espacial contrário ao de RÉPTEIS. Com isso, os locais com maior atropelamento definido com os dados de VERTEBRADOS correspondem apenas aos principais locais de atropelamentos de *H. infrataeniatus*, mesmo utilizando um ano de coleta de dados

Em AVES também há a influência de *C. ruficapillus* no padrão espacial dos atropelamentos, da mesma forma como ocorre para o padrão temporal. Entre os mamíferos encontramos os mesmos trechos com maior densidade de atropelamentos para MAMÍFEROS e HERBÍVOROS AQUÁTICOS, o grupo de mamíferos com a maior abundância nos atropelamentos. Desta forma, fica evidente que o grupo mais abundante nos atropelamentos impõe sua distribuição dos atropelamentos quando consideramos os dados agrupados.

Da mesma forma podemos verificar a semelhança nos padrões de atropelamento para algumas espécies, indicando que a utilização de “grupos ecológicos” pode ser uma alternativa para definição das agregações de atropelamentos, como sugerido por Teixeira et al. (2013). Estes grupos permitem um menor esforço amostral, pois a amostragem apenas da espécie mais abundantes e de fácil amostragem pode definir os padrões daquelas impactadas por atropelamentos e pouco representadas nos monitoramentos.

O grupo HERBÍVOROS AQUÁTICOS e suas espécies separadamente, *H. hydrochaeris* e *M. coypus*, representam essa utilização de grupos. Todos mostraram mesma distribuição dos atropelamentos e trechos da rodovia com maiores atropelamentos. O mesmo acontece para CARNÍVOROS TERRESTRES, que tem padrão de atropelamento semelhante ao das duas espécies pertencentes ao grupo e que foram avaliadas separadamente, *L. geoffroyi* e *C. thous*.

HERBÍVOROS incluem a segunda espécie mais atropelada *M. coypus* e *H. hydrochaeris* (cavivara) que, embora seja comum, causa graves acidentes na rodovia devido ao tamanho. Os CARNÍVOROS incluem *L. geoffroyi* como única espécie considerada quase ameaçada em nível nacional e vulnerável nos estados do Rio Grande do Sul e Paraná (MMA, 2008); mas também espécies como *C. thous*, *P. cancrivorus* (mão-pelada) e *P. gymnocercus* (Graxaim) consideradas

carismáticas e que podem funcionar como espécies bandeiras para conservação de outras.

Além da definição dos padrões temporais e espaciais, compreender as variáveis relacionadas aos atropelamentos é também um importante fator para definição de medidas de mitigação (GOMES et al., 2009). Definir estas variáveis permite entender os padrões de distribuição dos atropelamentos e tentar prever quando e onde serão mais intensos.

A maior correlação dos grupos com a variável do dia anterior ao atropelamento, pode estar relacionada ao tempo de resposta das espécies as alterações das condições ambientais, assim como Shepard et al. (2008) também encontrou relação de colisões de quelônios com a precipitação de 24h antes. Como 2002 foi um ano atípico os organismos precisam de ajustes fisiológicos que ocorrem antes ou durante as alterações (POUGH; JANIS; HEISER, 2008). Isto é confirmado pelo fato de que a maioria destes grupos são répteis, organismos ectotérmicos que têm rápido declínio nas respostas comportamentais frente a alterações na temperatura (POUGH; JANIS; HEISER, 2008).

A relação da componente de autocorrelação temporal e do Dia do ano com grupos sem sazonalidade sugere a existência de uma relação temporal entre os atropelamentos, mesmo não sendo suficiente para apresentar sazonalidade. Isso pode justificar o fato de outros trabalhos encontrarem períodos do ano de maior atropelamento para mamíferos (SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008; GRILO et al., 2009; NEUMANN et al., 2011) e quelônios (LANGEN et al., 2007; BEAUDRY et al., 2008, CURETON; DEATON, 2012)

Todos os grupos de répteis foram associados à temperatura mínima, já que sua movimentação é influenciada pela temperatura e necessitam de uma temperatura mínima para manter a locomoção normal (SHEPARD et al., 2008). Há também a necessidade de termorregulação, que atrai os répteis para as

rodovias nos períodos mais frios, quando a rodovia está mais quente, e aumentam as chances de atropelamento (SHEPARD et al., 2008).

Para as AVES e mamíferos a relação com a temperatura mínima não foi tão evidente quanto para os répteis, havendo diferentes variáveis relacionadas aos grupos, principalmente em mamíferos. A diferença das variáveis entre os répteis e estes grupos deve ser associada aos mecanismos de controle da temperatura de cada um. A relação entre o atropelamento de cada grupo com diferentes variáveis ambientais reforça o problema em utilizar muitas espécies com características diferentes para definir os padrões de atropelamentos. O que ocorre entre os grupos de aves e mamíferos, que como são influenciadas por diferentes variáveis exigem características particulares para prever os atropelamentos.

Mesmo havendo relação entre os atropelamentos e as variáveis ambientais, não foi possível prever os atropelamentos para todos os grupos utilizando características ambientais. Isso mostra que estes grupos com baixa capacidade para prever os atropelamentos são mais influenciados por variáveis não incluídas nos modelos do que as condições ambientais. Daí a razão pela qual as melhores previsões aconteceram para grupos com sazonalidade. Além disso, as melhores previsões foram para 2002, isso confirma os diferentes padrões de atropelamentos entre os anos, relacionado às condições ambientais.

Diversas outras variáveis podem ser associadas aos atropelamentos, como características do tráfego e da rodovia e paisagem de entorno (GRYS; KRAUSE, 2008; BROCKIE et al., 2009; GRILO et al., 2009; CARVALHO; MIRA, 2011).

Entretanto, devido as características da área de estudo, o nível de água das lagoas marginais pode ser uma variável para melhorar o poder de explicação dos atropelamentos. Shepard et al. (2008) também já mostraram a relação entre nível de água e aumento de mortalidade em quelônios. Em certos períodos do

ano o nível de água das lagoas sobe e reduz a área seca (MARQUES et al., 2007), levando a fauna local a utilizar a rodovia como um dos poucos locais secos. Esse impacto deve ter sido maior em 2002 devido à alta precipitação. Porém não possuímos estes dados para avaliar as relações.

Por fim, nossos resultados confirmam a necessidade de definir a espécie de interesse a ser mitigada como uma forma de aumentar a efetividade das medidas de mitigação, devido aos diferentes padrões de atropelamentos para os grupos. Relacionado a isso, mostramos que o número de amostragens para monitoramento de fauna atropelada necessário para determinar a distribuição espacial dos atropelamentos deve ser definido para cada grupo avaliado. Embora, de maneira geral, o monitoramento de espécies com sazonalidade nos atropelamentos deve ocorrer semanalmente por um ano e para as demais durante cerca de 12 amostragens.

Porém, mesmo com a amostragem semanal durante um ano não é possível definir locais de agregações dos atropelamentos que se repetem ao longo dos anos. Isso implica diretamente na efetividade de medidas de mitigação, pois nem mesmo um esforço amostral adequado para definir padrão anual dos atropelamentos elas serão permanentemente efetivas. Dessa forma, a utilização de medidas de mitigação de atropelamentos que possam ser realocadas, como equipamentos para redução de velocidade, pode ser uma alternativa para reduzir impactos do atropelamento.

REFERÊNCIAS

ATTADEMO, A. M.; PELTZER, P. M.; LAJMANOVICH, R. C.; ELBERG, G.; JUNGES, C.; SANCHEZ L. C.; AGUSTÍN BASSÓ, A. Wildlife vertebrate mortality in roads from Santa Fe Province, Argentina. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 82, p. 915 – 926.

BAGER, A. & ROSA, C. A. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill. **Biota Neotropica**, vol. 10, no. 4. 2010.

BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of Sampling Effort on the Estimated Richness of Road-Killed Vertebrate Wildlife. **Environmental Management** v. 47, p. 851–858. 2011.

BAGER, A.; FONTOURA, V. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. **Ecological Engineering**, n. 53, p. 31-38. 2013.

BOWMAN, A. W.; AZZALINI, A. R package 'sm': nonparametric smoothing methods (version 2.2-5.4) in <http://www.stats.gla.ac.uk/~adrian/sm>, http://azzalini.stat.unipd.it/Book_sm. 2014.

BROCKIE, R. E.; SADLEIR, R. M. F. S.; LINKLATER, W. L. Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. **New Zealand Journal of Zoology**. v. 36, p. 123-134. 2009.

CARVALHO, V. C.; RIZZO, H. G. A zona Costeira Brasileira. Subsídios para uma avaliação ambiental. **Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal Brasília**, p. 211. 1994.

CARVALHO, F.; MIRA, A. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. **European Journal of Wildlife Research**, v. 57, n. 1, p. 157-174. 2011.

CLEVENGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Science**, v. 109, p. 15-26. 2003.

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**, v. 54, p. 689-699. 2008.

CURETON, J. C.; DEATON, R. Hot moments and hot spots: Identifying factors explaining temporal and spatial variation in turtle road mortality. **The Journal of Wildlife Management**, v. 76, p. 1047-1052. 2012.

DUSSAULT, C.; POULIN, M.; COURTOIS, R.; OUELLET, J. P. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canadá. **Wildlife Biology**, v. 12, n. 4, p. 415-425. 2006.

EBERHARDT, E.; MITCHELL, S.; FAHRIG, L. Road Kill Hotspots Do Not Effectively Indicate Mitigation Locations When Past Road Kill Has Depressed Populations. **The Journal of Wildlife Management**, v. 77, n. 7, p. 1353-1359. 2013.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review. **Ecology and Society**, v. 14, n.1. 2009.

FARMER, R.; BROOKS, R. J. Integral risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. **The Journal of Wildlife Management**, v. 76, n. 6, p. 1215-1224. 2012.

FORD, A. T., CLEVENGER, A. P., HUIJSER, M. P. & DIBB, A. Planning and prioritizations strategies for phased highway mitigation using wildlife-vehicle collision data. **Wildlife Biology**, n. 17, p. 253-265. 2011.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review Ecological Systems**, v. 29, p. 207-231. 1998.

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

GARRIGA, N.; SANTOS, X.; MONTORI, A.; RICHTER-BOIX, A.; FRANCH, M.; LLORENTE, G. A. 2012. Are protected áreas truly protected? The impact of Road traffic on vertebrate fauna. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 11, p. 2761-2774. 2012.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, v. 91, n. 1, p. 1-7. 2009.

GOMES, L.; GRILO, C.; SILVA, C.; MIRA, A. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. **Ecological Research**, v. 24, n. 2, p. 355-370. 2009.

GRILO, C.; BISSONETTE, J. A.; SANTOS-REIS, M. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 2, p. 301-313. 2009.

GRYZ, J.; KRAUZE, D. Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland). **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 709-714, 14 jun. 2008.

GUNSON, K. E.; CLEVINGER, A. P.; FORD, A. T.; BISSONETTE, J. A.; HARDY, A. A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. **Environmental management**, v. 44, n. 2, p. 268-77. 2009.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Atropelamentos da fauna silvestre na ESEC Taim: impactos da rodovia BR471 – 2013. Disponível em: www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o-quefazemos/proj_apoiados

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa – Banco de dados de rede do INMET. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>

JOCHIMSEN, D. M.; PETERSON C. R.; HARMON, L. J. Influence of ecology and landscape on snake road mortality in a sagebrush-steppe ecosystem. **Animal Conservation**. p. 1367-9430. 2014.

KLEIN, A. H. F. Clima regional, *In*: Seelinger, U., Odebrecht, C., Castello, J. P. (Eds.), Os ecossistemas costeiros e marinhos do extremo sul do Brasil, Editora **Ecocientia**, Rio Grande, p. 5-7. 1998.

LANGEN, T. A.; MACHNIAK, A.; CROWE, E. K.; MANGAN, C.; MARKER, D. F.; LIDDLE, N.; RODEN, B. 2007. Methodologies for surveying Herpetofauna Mortality on rural Highways. **Journal wildlife Management**. v. 71, n. 4, p. 1361-1368. 2007.

LESBARRÈRES, D.; FAHRIG, L. Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, p. 374-380. 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Angelo Barbosa Monteiro Machado, Gláucia Moreira Drummond, Adriano Pereira Paglia - 1.ed., Brasília, DF:MMA; Fundação Biodiversitas, 2008.

MKANDA, F. X.; CHANSA, W. Changes in temporal and spatial pattern of road kills along the Lusaka-Mongu (M9) highway, Kafue National Park, Zambia. **South African Journal of Wildlife Research**, v. 41, p. 1, p. 68–78, April. 2011.

MORETTIN, P.A.; TOLOI, C.M.C. **Análise de Séries Temporais**. São Paulo: Edgard Blucher, 2006. 535 p.

NEUMANN, W.; ERICSSON, G.; DETTKI, H. *et al.* Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. **Biological Conservation**, v. 145, n. 1, p. 70-78, jan 2012.

OLIVEIRA, J. A.; BONVICINO, C. R. Ordem Rodentia, pp. 347-406. *In*: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina, Paraná, 437p. 2006.

PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D.; THE R DEVELOPMENT CORE TEAM. *Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. **R package version 3.1-113**. 2013.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. **A vida dos vertebrados**. 4. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria**. URL <http://www.R-project.org/014>.

RAMP, D.; CALDWELL, J.; EDWARDS, K.; WARTON, D.; CROFT, D. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, v. 126, n. 4, p. 474-490. 2005.

ROGER, E.; LAFFAN, S. W.; RAMP, D. Road impacts a tipping point for wildlife populations in threatened landscapes. **Population Ecology**, v. 53, n. 1, p. 215-227. 2011.

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

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 87-98. 2012.

SHEPARD, D. B.; DRESLIK M. J.; JELLEN, B. C.; PHILLIPS, C. A. Reptile Road Mortality around an Oasis in the Illinois Corn Desert with emphasis on the endangered Eastern Massasauda. **Copeia**, n. 2, p. 350-359. 2008.

SMITH-PATTEN, B. D.; PATTEN, M. A. Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. **Environmental Management**, v. 41, n. 6, p. 844-52, 2008.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. **Wildlife Research**, v. 37, p. 320-331. 2010.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, I. P.; ESPERANDIO, I. B.; OLIVEIRA, N. R.; PETER, F. P.; DORNELLES, S. S.; DELAZERI, N. R.; TAVARES, M.; MARTINS, M. B.; KINDEL, A. Are Road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? **Oecologia Australis**, v. 17, n. 1, p. 36-47, 2013.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30. 2001.

WAECHTER, J. L.; JARENKOW, J. A. Composição e estrutura do componente arbóreo nas matas turfosas do Taim, Rio Grande do Sul. **Biotemas** v. 11, n.1, p.45-69. 1998.

ZUG, G. R., VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology**, Second Edition. Academic Press, San Diego 2001.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH G. M. **Analysing Ecological Data**. Springer, New York. 2007.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH G. M.
Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. USA: Springer.
2009.