



Universidade de Brasília – UnB

Faculdade de Tecnologia

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais –PPG-EFL/UnB

Padrões espaciais e temporais no atropelamento de vertebrados silvestres em duas Estradas-Parque no Cerrado do Brasil Central.

Samara Maciel

Dissertação apresentada ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais

Brasília, Julho de 2019.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

"PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NO ATROPELAMENTO DE VERTEBRADOS SILVESTRES
EM DUAS ESTRADAS-PARQUE NO CERRADO DO BRASIL CENTRAL"

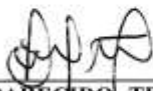
SAMARA MACIEL

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

APROVADA POR:



Prof. Dr. REUBER ALBUQUERQUE BRANDÃO (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);
(Orientador)



Prof. Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);
(Examinador Interno)



Prof. Dr. SAMUEL ENRIQUE ASTETE PEREZ (Instituto de Biologia – IB/UnB);
(Examinador Externo)

Prof.^a Dr.^a JULIANA FERNANDES RIBEIRO (Instituto de Biologia – IB/UnB).
(Examinadora Suplente)

Brasília-DF, 30 de julho de 2019.

Dedico este trabalho a todas as mulheres, pois quando uma de nós vence, todas dão um passo à frente!

AGRADECIMENTOS

Eu agradeço imensamente à Universidade de Brasília por todas as experiências e evoluções que me proporcionou como estudante e como pessoa. A todas as pessoas que trabalham na universidade e que mesmo em meio a tantas adversidades presentes nos caminhos da educação, tornam esse processo possível através de muita dedicação e compromisso.

Este trabalho é uma singela contrapartida perto de tudo que conquistei e aprendi nesse caminho acadêmico. Ele é fruto da minha gratidão genuína e foi realizado com honestidade aos valores que a Universidade de Brasília me ensinou ao longo desses longos 10 anos de vivência acadêmica.

Agradeço à Prof. Dra. Clarisse Rocha, à Dra. Bárbara Zimbres, ao Biólogo Leonardo Fraga e à UNB Cerrado pela parceria, facilitação e apoio. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) e aos gestores do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros pelo apoio científico, disponibilização de estrutura e parceria.

Ao Laboratório de Fauna e Unidades de Conservação (LAFUC) e a todas as pessoas que fizeram parte dele, meu agradecimento mais que especial. Vocês são mais que colegas de trabalho, vocês são minha família. Obrigada por todas as reuniões, almoços, piadas, trabalhos, campos e vitórias. Jamais me esquecerei de todos esses momentos.

Agradeço a minha amiga, irmã e comadre, Paulla Jezuino, que foi minha parceira nas coletas de dados e prosseguiu o trabalho durante meu puerpério. Não existem palavras pra agradecer esse apoio!

Ao chefe do LAFUC, professor e amigo querido, Reuber Brandão, agradeço por tudo! Você é um exemplo pra mim. Você fez minha caminhada como estudante mais alegre e realizadora. Foi conselheiro, amigo, orientador e muito mais. Obrigada por ser resistência na conservação da natureza e na educação. Não sei o que seria do mundo se não houvesse educadores tão brilhantes quanto você.

Agradeço à minha família (a biológica e a do coração) que me acompanhou nessa caminhada, torceu por mim e me deu todo o apoio para essa realização.

Ao meu parceiro, Pedro Gabriel de Brito, por toda a compreensão, companheirismo, amor e dedicação. Você é parte essencial dessa vitória.

E, por último, mas não menos importante, agradeço àquele que é o mais especial de todos, meu filho Dhyan Maciel de Brito. Me tornar mãe durante o mestrado acadêmico foi sem dúvida o meu maior desafio, mas ao mesmo tempo sem ele essa conquista jamais teria tido tanta alegria. Meu filho, você foi minha força motriz e meu melhor sorriso nessa caminhada. Obrigada por me mostrar o tamanho da minha força!

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS	8
ÍNDICE DE FIGURAS	9
ÍNDICE DE TABELAS	10
RESUMO	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	14
1.1 Impactos das rodovias sobre a biodiversidade	14
1.2 Fatores influentes na ocorrência de atropelamentos	16
1.3 Unidades de conservação e as rodovias	18
1.4 A Chapada dos Veadeiros e os atropelamentos	19
2 HIPÓTESES	21
3 OBJETIVOS	22
3.1 Objetivo geral	22
3.2 Objetivos específicos	22
4 MATERIAIS E MÉTODOS	23
4.1 Caracterização da área de estudo	23
4.2 Coleta de dados	25
4.3 Análise de dados	26
4.3.1 Análises exploratórias e temporais	26
4.3.2 Análises de paisagem	28
5 RESULTADOS	30
5.1.1 Análises exploratórias e temporais	30
5.1.2 Análises de paisagem	39
6 DISCUSSÃO	43
7 CONCLUSÃO	54

8	BIBLIOGRAFIA	56
9	ANEXOS.....	71

LISTA DE SIGLAS

CBEE	Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica das Nações Unidas
ICMBIO	Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
MMA	Ministério do Meio Ambiente de Estado
PNCV	Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
TA	Taxa de atropelamento
UC	Unidade de Conservação
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura.
ZA	Zona de Amortecimento
ZCVS	Zona de Conservação da Vida Silvestre
ZPVS	Zona de Preservação da Vida Silvestre
ZUAI	Zona de Uso Agropecuário intensivo

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Localização dos trechos monitorados.	23
Figura 2: Zoneamento ambiental da área de estudo	24
Figura 3: Classificação da paisagem estudada	29
Figura 4: Distribuição dos eventos de atropelamentos do estudo	31
Figura 5: Curva rarefação para o estudo.....	34
Figura 6: Curva de rarefação para as classes taxonômicas.....	34
Figura 7: Número de indivíduos atropelados de cada classe taxonômica.....	35
Figura 8: Box-plot variação sazonal para todos os vertebrados.....	36
Figura 9: Boxplot variação sazonal para as classes taxonomicas.....	36
Figura 10: Boxplot variação sazonal das espécies mais atingidas.....	37
Figura 11: Gráfico de dados mensais de taxa de atropelamentos vs. turismo .	38
Figura 12: Análise de agrupamento.	40
Figura 13: Hotspots de atropelamento (GO-118).	41
Figura 14: Hotspots de atropelamento (GO-239).	42

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Espécies registradas atropeladas	32
Tabela 2: Resultados Modelo Linear Generalizado (Sazonalidade e Turismo)..	38
Tabela 3: Resultados Modelo Linear Generalizado (Sinalização)	39
Tabela 4: Resultados Modelo Linear Generalizado (Paisagem – Répteis).	43
Tabela 5: Resultados Modelo Linear Generalizado (Paisagem – Mamíferos). ..	43

RESUMO

Atropelamentos são uma causa frequente de mortalidade de vertebrados, representando um grave impacto sobre a conservação da fauna do Cerrado. Esse impacto pode ser ainda mais grave no entorno de áreas protegidas. No presente estudo, avaliei os padrões espaciais e temporais da ocorrência de atropelamentos de vertebrados silvestres em um trecho de 70 km, abrangendo duas rodovias estaduais localizadas nos limites do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), Goiás. As rodovias foram monitoradas durante 12 meses, onde registrei as coordenadas do atropelamento, as características da paisagem e das vias, as condições climáticas e o fluxo turístico. Registrei 129 carcaças, especialmente de aves e anfíbios, seguida de répteis e mamíferos. A taxa de atropelamentos foi de 0,08 ind./km/dia. Os atropelamentos são mais expressivos na estação chuvosa. O fluxo turístico é uma variável significativa para explicar os atropelamentos de vertebrados no PNCV e, no presente estudo, foi negativamente correlacionado às ocorrências de atropelamento de vertebrados. Não houve associação entre as características de sinuosidade e inclinação das via e o número de atropelamentos. Houve agrupamento significativo dos pontos de atropelamento e a partir destes determinei *hotspots* de atropelamento para Aves e Amphibia. Os pontos de atropelamento foram analisados quanto aos atributos da paisagem e houve relação entre os atropelamentos de mamíferos e a proporção de agricultura na paisagem. Os eventos de atropelamento de répteis foram significativamente relacionados à proporção de matas na paisagem. Estes resultados refletem aspectos da história natural das espécies mais atropeladas, principalmente ao uso de habitat das mesmas.

Os resultados obtidos quanto às características das vias e o aporte turístico da Unidade de Conservação, temas pouco estudados em Ecologia de Estradas, contribuem para o maior entendimento na dinâmica dos atropelamentos em áreas naturais. Já as associações dos pontos de atropelamento com a paisagem podem ser utilizados como referência em paisagens semelhantes do Cerrado para a implantação de medidas mitigadoras de atropelamentos de vertebrados silvestres.

Palavras-chave: Ecologia de Estradas, Unidades de Conservação, Atropelamentos, Turismo, Conservação da Natureza.

ABSTRACT

Roadkills are an important source of vertebrate mortality, representing a serious impact for conservation of the Cerrado fauna. This impact may be even more severe in the surroundings of protected areas. Herein, I evaluated spatial and temporal patterns in the occurrence of roadkills of wild vertebrates in a 70 km stretch, placed along two state highways in the limits of the Chapada dos Veadeiros National Park (CVNP), state of Goiás. The highways were monitored for 12 months, and I recorded for all roadkills its coordinates, landscape and roads characteristics, climatic conditions, and touristic flow. I recorded 129 carcasses, mainly birds and amphibians, followed by reptiles and mammals. The roadkill rate was 0.08 animals/km/day. There was less roadkills during rainy season. The tourist flow was negatively correlated to roadkill occurrences in the CVNP. There was significant clustering of roadkill points, allowing to determine runway hotspots for Aves and Amphibia. The roadkill was associated to landscape attributes, being mammal running over related to agriculture proportion in the landscape, while reptile running overs were strongly associated to forests proportion. These study results are related to natural history aspects of the most roadkilled species, especially their habitat use.

The results obtained regarding the characteristics of the roads and the tourist contribution of the Protected Areas, themes little studied in Road Ecology, contribute to a greater understanding on the dynamics of running over in natural areas. Already the associations of roadkill points with the landscape can be used as a reference in similar landscapes of the Cerrado for the implementation of mitigating measures of wild vertebrate running over.

Keywords: Road Ecology, Protected Areas, Turism, Roadkill, Nature Conservation.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Impactos das rodovias sobre a biodiversidade

O desenvolvimento da economia de um país, principalmente naqueles com grande atividade agrícola, é fortemente dependente da presença de rodovias para o escoamento da produção (Erhart & Palmeira, 2006; Becker, 1977). Apesar de sua importância, rodovias são responsáveis por diversos impactos ambientais que se estendem desde a sua implantação, afetando a composição e distribuição das espécies, causando a fragmentação de habitats (Rosa *et al.*, 2018; Rosa & Bager 2012; Bager *et al.*, 2007; Forman *et al.* 2003; Trombulak & Frissell 2000), até a mortalidade direta de fauna através dos atropelamentos, que podem chegar a superar impactos como a caça (Trombulak & Frissell 2000) e a perda de habitat (Forman *et al.* 2003).

A “Ecologia de Estradas” é a ciência que estuda os impactos das rodovias na dinâmica e processos ecológicos (Forman & Alexander, 1998). A ecologia de estradas engloba conhecimentos da ecologia, da geografia, da engenharia civil e da arquitetura (Forman *et al.*, 2003). Desenvolve pesquisas que dimensionam impactos, sugerem medidas mitigadoras e favorecem o planejamento eficiente de novas rodovias (Baxter-Gilbert *et al.*, 2015; Lesbarrères & Fahring, 2012; Seiler & Helldin, 2006).

Os sete principais efeitos das rodovias sobre a fauna silvestre são as mudanças no comportamento das espécies, a alteração física e química do ambiente, a dispersão de espécies exóticas, a intensificação dos efeitos da urbanização, o aumento da mortalidade durante a implantação das rodovias e o aumento da mortalidade por atropelamentos (Trombulak & Frissell, 2000).

Os atropelamentos são considerados a maior causa de morte direta de animais silvestres no mundo (Forman & Alexander 1998). Segundo o Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas, aproximadamente 475 milhões de vertebrados morrem anualmente atropelados nas rodovias brasileiras (CBEE, 2013).

Outros países também classificam atropelamentos como um problema de alto impacto ambiental e econômico. Os Estados Unidos da América, por

exemplo, que possui 19% de seu território fragmentado por rodovias, registra o custo público de US\$ 1,2 bilhões/ano apenas com colisões com cervídeos (Forman, 2000).

Outros países em desenvolvimento acelerado, como a China e a Índia, também passam por situações semelhantes, onde a abertura e novas estradas associadas ao crescimento econômico se tornaram grandes vetores de impactos ambientais e de perda de biodiversidade (Seiller & Helldin, 2006).

Além da mortalidade direta, outros impactos sobre a fauna nativa também devem ser considerados, como o ruído proveniente da rodovia, que prejudica a qualidade dos habitats e, conseqüentemente, reduz o sucesso reprodutivo de espécies que utilizam vocalização (Eigenbrod *et al.*, 2009). Além disso, as rodovias são uma barreira artificial que afetam a movimentação dos animais, reduzindo o fluxo gênico entre as áreas naturais conservadas (Rosa *et al.*, 2018; Husby & Husby, 2014; Rosa & Bager, 2012; Jaeger *et al.* 2005). Esses impactos afetam todos os grupos taxonômicos, porém de forma desigual (D'Amico *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2015; Husby & Husby, 2014; Garriga *et al.*, 2012; Carvalho & Mira, 2011; Santos *et al.*, 2011; Taylor & Goldingay, 2010).

Por outro lado, animais podem utilizar as estradas para deslocamento ou para buscar recursos associados à mesma, como o forrageamento em carcaças ou a termorregulação (Forman *et al.*, 2003; Rudolph *et al.* 1999; Bernardino & Dalrymple 1992). O comportamento dos organismos em relação às rodovias irá produzir três respostas diferentes, classificadas como negativas, neutras ou positivas (Rytwinski & Fahrig, 2013).

Espécies que utilizam a rodovia apenas para deslocamento estão sujeitas a maiores taxas de atropelamentos (resposta negativa), enquanto espécies que utilizam estradas para forragear podem apresentar respostas positivas ou neutras (Rytwinski & Fahrig, 2013). Respostas somente positivas ocorrem em espécies que são atraídas pela rodovia devido a recursos associados, mas que evitam a proximidade com veículos (Rytwinski & Fahrig, 2013). Há também espécies que são beneficiadas pela redução populacional do seu predador através dos atropelamentos (Rytwinski & Fahrig, 2013).

Apesar do crescente interesse nesta área de estudo, a ecologia de estradas é uma ciência nova e ainda em desenvolvimento. Por isso, existem diversas lacunas de conhecimento sobre os efeitos dos diferentes impactos das

rodovias para o meio ambiente no Brasil (Bager *et al.* 2007). Além disso, a grande maioria dos estudos já realizados não abrange os efeitos da sazonalidade, da paisagem circundante, da estrutura física das rodovias ou do comportamento dos motoristas sobre o atropelamento de animais (Bager *et al.*, 2007). Mais ainda, não se sabe como diferenças na composição taxonômica entre localidades interfere na mortalidade em rodovias.

1.2 Fatores influentes na ocorrência de atropelamentos

A eficiência dos estudos que determinam padrões de atropelamento depende da realização de pesquisas de longa duração que permitam a detecção de espécies de diferentes hábitos e em diferentes localidades (Santos *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2015), possibilitando modelar e prever a localização espacial dos acidentes (Ramp *et al.*, 2006). Variáveis da paisagem, como o uso do solo, características da estrada (pavimentação, sinuosidade, altitude, fluxo e tipo de tráfego) e sazonalidade climática dos biomas podem afetar os padrões de atropelamentos (Braz & França, 2016; Coelho *et al.*, 2012; Espinosa *et al.*, 2012; Langen *et al.*, 2012; Ramp *et al.* 2006; Seiler & Helldin, 2006; Malo *et al.*, 2004; Clevenger *et al.*, 2003).

A distribuição temporal de atropelamentos tem grande importância para o entendimento da influência da sazonalidade nessas ocorrências (Bager *et al.*, 2007). O regime de chuvas, por exemplo, pode alterar inclusive a capacidade de detecção das carcaças durante o monitoramento (Santos *et al.*, 2018)

Fatores relacionados à fenologia das espécies e suas estratégias de forrageamento são entendidas como possíveis causas da variação sazonal dos atropelamentos (Clevenger *et al.*, 2003; Espinosa *et al.*, 2012; Romin & Bissonette, 1996; Smith-Patten & Patten, 2008), assim como períodos reprodutivos (Rosa & Bager, 2012; Coelho *et al.*, 2008) e migrações (Langen *et al.*, 2012).

O aumento do fluxo de veículos devido à atividade turística tem sido relevante para explicar a variação sazonal dos atropelamentos da fauna silvestre em áreas naturais. Como o aporte turístico varia sazonalmente, com volume maior de turistas em períodos de alta temporada, o aumento do tráfego pode

atuar no aumento dos atropelamentos (Bernardino & Dalrymple, 1992; Garriga *et al.*, 2012).

Características das rodovias também são importantes variáveis. A taxa de atropelamento pode ser influenciada pela presença de pavimentação, pelo número de faixas da via (Santos & Ascensão, 2019; Braz & França, 2016; Ribeiro, 2016), pela altitude e pela diferença da riqueza de espécies nos gradientes ambientais (Rosa *et al.* 2018; Garriga *et al.*, 2012), pela detectabilidade e permanência das carcaças (Santos *et al.*, 2016; Santos & Ascensão, 2019), além do comportamento dos motoristas e o limite de velocidade da via (Langen *et al.*, 2012; Malo *et al.*, 2004; Clevenger *et al.*, 2003; Trombulak & Frissell 2000).

Um dos grandes desafios do manejo de atropelamentos de animais silvestres é determinar pontos ou trechos com maior número de colisões, que podem constituir *hotspots* de atropelamentos. A identificação de tais locais possibilita determinar locais onde ações de manejo devem ser aplicadas, minimizando custos e ampliando a eficiência de tais ações (Santos *et al.*, 2017; Bager *et al.*, 2007; Malo *et al.*, 2004).

Alguns fatores tornam a identificação desses pontos complexa, já que os atropelamentos não são, geralmente, distribuídos uniformemente, variando ao longo do tempo, do espaço, das características estruturais das rodovias e do grupo de fauna estudado (Santos *et al.*, 2019, Santos *et al.*, 2017; Rosa & Bager, 2010; Bager *et al.*, 2007; Malo *et al.*, 2004). Desta forma, é necessário a adoção de critérios de agrupamento, como a categorização da fauna em grupos taxonômicos ou em classes de tamanho (Santos *et al.*, 2017; Coelho *et al.*, 2012; Langen *et al.*, 2012; Gomes *et al.*, 2009; Ramp *et al.*, 2006,), visando facilitar a tomada de decisões.

O estudo dos *hotspots* de atropelamentos e a sua relação com aspectos da paisagem e uso da terra, a partir de levantamentos intensivos em campo, pode ajudar a explicar como os animais utilizam e ocupam os espaços naturais (Santos *et al.*, 2017, Braz & França, 2016, Coelho *et al.*, 2012). Diversos estudos têm revelado grande associação do tipo de cobertura vegetal com os eventos de atropelamento (Santos *et al.*, 2018; Garriga *et al.*, 2012), apesar da dificuldade em determinar padrões de ocupação e uso das espécies.

1.3 Unidades de conservação e as rodovias

Segundo a lei N° 9.985, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), Unidades de Conservação são espaços territoriais e seus recursos ambientais que tem como objetivo garantir a conservação da natureza local, sob regime especial de administração, atualmente realizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO), ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. Esses territórios são uma estratégia eficiente para a conservação da natureza como garantia da permanência e existência da biodiversidade (Bensusan 2006; Margules *et al.*, 2002).

Evidências científicas e políticas públicas determinam que as Unidades de Conservação devem possuir tamanho e qualidade de habitat suficiente para garantir a preservação das espécies locais (Gaston *et al.*, 2006; Svancara *et al.*, 2005). A Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB, 2014), defende que 17% do território de cada país devem ser protegidos, mas há divergências científicas sobre essa proporção e se ela se aplica a todos os biomas e a todas as suas fitofisionomias e espécies de forma tão genérica (Bottura, 2016). Independentemente de valores baseados em políticas públicas ou em evidências científicas, a realidade é que preservamos muito menos do que o mínimo necessário.

Hoje, um grande objetivo da conservação da biodiversidade é encontrar áreas de maior relevância que garantam preservação da vida silvestre em escalas globais e regionais (Moore *et al.*, 2003). A escolha dessas áreas permite a concentração de esforços e de recursos, que são limitados, podendo garantir a conservação de uma maior gama de espécies ameaçadas e do meio ambiente de qualidade para a vida humana (Myers *et al.*, 2000). Apesar dessa soma de esforços da ciência em determinar áreas prioritárias para a conservação, essas áreas ainda são escolhidas e delimitadas, em sua maioria, pelo seu valor econômico ao invés do seu valor biológico (Venter *et al.*, 2014).

Atualmente, as áreas protegidas representaram 14,5% da superfície terrestre e no Brasil somam 28,6% do território nacional, segundo o Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (WDPA, 2016). São 320 áreas de proteção federais brasileiras. Apesar do expressivo número de áreas protegidas,

muitas não são efetivas na conservação da biodiversidade que abrigam (Françoso *et al.*, 2015) e a taxa de desmatamento dentro dessas áreas mostra que o Brasil está longe de atingir a meta determinada pela CDB (2014).

Além de todos os desafios já descritos, áreas protegidas sofrem com a falta de estrutura física adequada, recursos humanos capacitados, bases institucionais fortes, apoio da sociedade e independência política (Bensusan, 2006). Outros desafios são a caça, a fragmentação e perda de habitat (Peres, 2000) e o desmatamento (Françoso *et al.*, 2015).

Além da mortalidade direta da fauna através dos atropelamentos, a fragmentação e degradação de habitats causada pela presença das rodovias (Rosa, 2012; Cáceres *et al.*, 2010; Prado *et al.*, 2006) são impactos relevantes sobre a conservação da fauna nas Unidades de Conservação (Rosa *et al.*, 2018; Garriga *et al.*, 2012, Rosa & Bager, 2010).

Poucos estudos relatam os efeitos das rodovias sobre a diversidade em Unidades de Conservação do Cerrado (Braz & França, 2016; Freitas *et al.*, 2013; Rosa & Bager, 2012; Cáceres *et al.*, 2011; Bager, *et al.*, 2007), mas já se sabe que os efeitos desses empreendimentos na redução da biodiversidade podem ser mais severos em áreas protegidas (Garriga *et al.*, 2012).

Como os atropelamentos são a maior causa de morte direta de fauna e as Unidades de Conservação são territórios com grande adensamento de fauna, é possível prever que há grande ocorrência de eventos de atropelamentos, que podem ter impacto sobre a gestão da biodiversidade das áreas protegidas, criando demanda de estudos focando essa questão (Garriga *et al.*, 2012).

1.4 A Chapada dos Veadeiros e os atropelamentos de animais silvestres

O Cerrado, localizado no centro do Brasil, é o segundo maior bioma brasileiro (Klink & Machado, 2005). Este bioma, que abriga 30% da diversidade biológica do país (Marinho-filho *et al.*, 2010), é caracterizado por um mosaico de fitofisionomias savânicas, campestres e florestais distribuídas na paisagem, as quais são determinadas por características do relevo, do solo e do clima (Eiten, 1972). Devido à sua alta diversidade e taxa de endemismo, associada a um rápido processo de destruição, o Cerrado é considerado um dos 34 *hotspots*

globais de biodiversidade, sendo uma das áreas prioritárias para a conservação mundial (Myers *et al.*, 2000).

Por possuir relevo favorável à utilização de máquinas agrícolas e representar uma alternativa ao desmatamento da Amazônia, o Cerrado é, atualmente, uma paisagem extremamente fragmentada (Marinho-Filho *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2006) e experimenta um intenso processo de destruição (Bottura, 2016; Françoso *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2006). A fragmentação e a perda de habitats são as maiores causas de redução da biodiversidade do planeta (Santos & Cavalcanti, 2004; Myers *et al.*, 2000; Namba *et al.*, 1999), sendo que espécies endêmicas e raras são mais sensíveis a esses efeitos (Primack & Rodrigues, 2006).

Localizada na porção central do país, em região geomorfológica antiga e estável, no ponto culminante do bioma Cerrado, a Chapada dos Veadeiros é rica em espécies endêmicas (Santoro & Brandão, 2014; Valdujo *et al.*, 2012; MMA, 2007; Simon & Proença, 2000). Em 2001, o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV) recebeu o título de Patrimônio Natural Mundial pela UNESCO, devido à sua elevada riqueza biológica e atributos físicos.

O PNCV é uma Unidade de Proteção Integral, criada em 11 de janeiro de 1961, com 625 mil hectares, através do Decreto de nº 49.875 pelo então presidente Juscelino Kubitschek (Brasil, 1961). Após sofrer sucessivas reduções em sua área original, em 5 de junho de 2017 foi ampliado de 65 mil ha para 240 mil ha, pelo presidente interino Michel Temer (Brasil, 2017).

A escassez de estudos focados em atropelamentos de fauna em áreas protegidas limita a eficiente gestão da fauna silvestre nas unidades de conservação (Bager *et al.*, 2007), bem como o planejamento de novas rodovias nas zonas de amortecimento. Desta forma, é necessário avaliar se existem padrões no atropelamento de animais silvestres no entorno de unidades de conservação que possam ser aplicados na gestão dessas áreas protegidas.

Com isso em mente, o Plano de Manejo desta Unidade de Conservação (ICMBIO, 2009) previu o monitoramento das rodovias GO-118 e da “estrada-parque” GO-239, localizadas em sua zona de amortecimento, visando o estabelecer medidas mitigadoras aos atropelamentos de animais. No entanto, esses monitoramentos nunca foram realizados pela gestão do parque. Essas rodovias estão situadas em áreas prioritárias para manutenção da

biodiversidade local, pois fragmentam um mosaico de UCs, dividindo o PNCV das diversas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e outras áreas ainda preservadas no entorno da UC (Silva *et al.*, 2016; Lima & Franco, 2014).

No entanto, entre 2006 e 2008 foi realizado um levantamento de vertebrados atropelados nessas rodovias, registrando elevada taxa de atropelamento, com aumento no período chuvoso e relacionada à estrutura da paisagem (Braz & França, 2016). No entanto, esse estudo foi inconclusivo quanto à identificação de locais para medidas mitigadoras eventuais. Neste período a rodovia GO-239 não era totalmente pavimentada nas porções que margeiam o PNCV, composta por 50 km de estrada de terra.

É de extrema importância que novos estudos sejam realizados na região, pois as características das rodovias são determinantes na magnitude do número de atropelamentos devido ao aumento da velocidade dos veículos em rodovias pavimentadas, na alteração da detectabilidade e permanência das carcaças pelo observador e no próprio uso da superfície da rodovia pelos animais (Santos & Ascensão, 2019; Santos *et al.*, 2018; Jaeger *et al.*, 2005).

Parti da premissa que a estrutura da paisagem (especialmente a distribuição das fitofisionomias e uso do solo) afeta a movimentação da fauna e os atropelamentos (Santos *et al.*, 2018; Braz & França, 2016; Coelho *et al.*, 2008; Jaeger *et al.*, 2005), fazendo com que existam locais mais utilizados pela fauna para realizar o cruzamento de rodovias, com consequente aumento na probabilidade de atropelamentos. Também considerei que mudanças na movimentação de animais relacionadas à sazonalidade do Cerrado também podem afetar a ocorrência de atropelamentos (Garriga *et al.*, 2017; Braz & França, 2016; Forman *et al.*, 2003).

2 HIPÓTESES

- a) A sazonalidade afeta a frequência de atropelamentos de vertebrados.
- b) Existe relação entre o aporte de turistas no PNCV e o número de atropelamentos na “Estrada-Parque” Alto Paraíso – São Jorge (GO 239).

- c) Os atropelamentos estão associados às características de sinuosidade e inclinação das rodovias.
- d) Atropelamentos de vertebrados ocorrem de forma agrupada.
- e) Os atropelamentos estão associados à estrutura da paisagem.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Entender a dinâmica espaço-temporal dos atropelamentos de animais silvestres no entorno do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros para apoiar na definição e localidade de medidas mitigadoras e manejo da fauna na região

3.2 Objetivos específicos

- Quantificar os atropelamentos de vertebrados silvestres nos trechos estudados e identificar as espécies atingidas.
- Avaliar diferenças na frequência de atropelamentos entre diferentes grupos taxonômicos.
- Verificar se o número de atropelamentos é afetado pela sazonalidade.
- Verificar se o número de atropelamentos está relacionado ao fluxo turístico no Parque Nacional.
- Verificar se o número de atropelamentos está associado à inclinação ou sinuosidade da pista.
- Avaliar se existem *hotspots* de atropelamentos nos trechos estudados.
- Avaliar o efeito do uso da paisagem sobre a frequência de atropelamentos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi realizado em duas rodovias, uma que acompanha o limite sul do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO 239) e outra que corta a porção mediana do parque em sentido SE-NE (GO 118; Figura 1). Monitorei um trecho de 39 quilômetros de extensão pavimentados na GO 239, que liga a cidade de Alto Paraíso de Goiás à vila de São Jorge ($14^{\circ}08'55''$ S, $47^{\circ}31'32''$ W / $14^{\circ}10'77''$ S/ $47^{\circ}48'97''$ W). Também monitorei um trecho de 31 quilômetros da rodovia GO 118, que liga as cidades de Alto Paraíso de Goiás e Teresina de Goiás ($14^{\circ}10'77''$ S, $47^{\circ}48'97''$ W / $13^{\circ}54'22''$ S, $047^{\circ}22'70''$ W). Estes trechos correspondem às extensões das rodovias estudadas que margeiam os limites do PNCV e em algumas porções atravessam o parque.

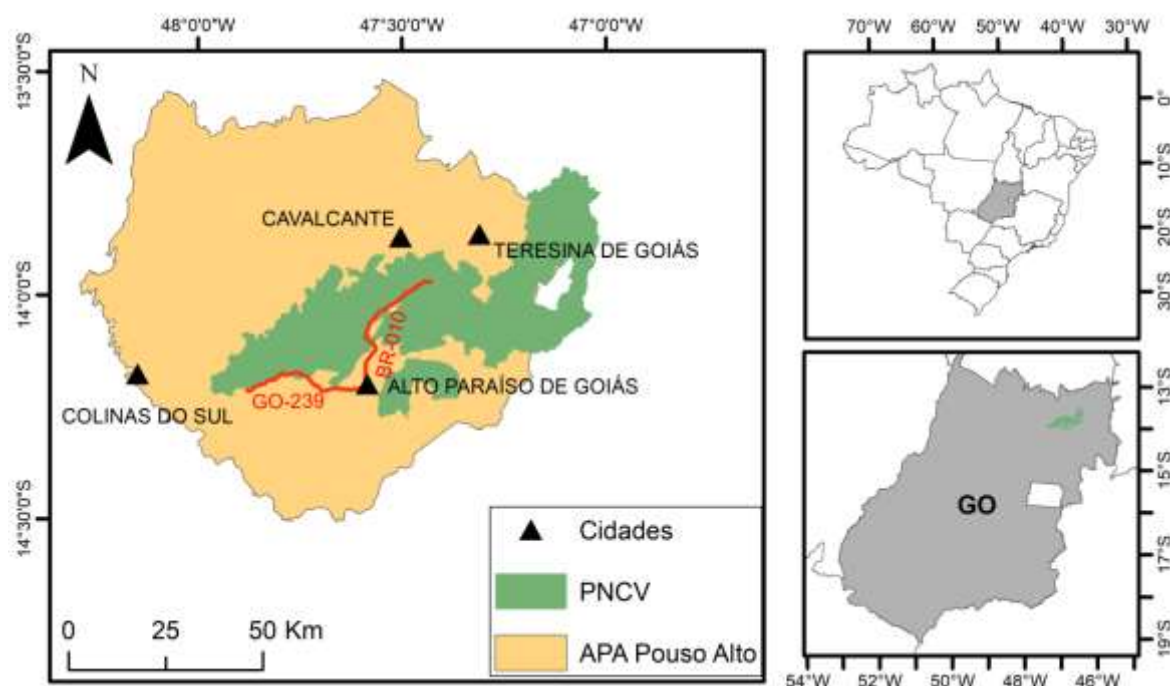


Figura 1: Localização da área de estudo envolvendo os trechos de monitoramento nas rodovias GO-239 e GO-118 (em vermelho), nos limites da Área de Proteção Ambiental do Pouso Alto e do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (Fonte: Ministério do Meio Ambiente).

Os trechos estudados estão inseridos em sua maior parte na Zona de Amortecimento do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (ZA PNCV), Zona de Preservação da Vida Silvestre (ZPVS), Zona de Conservação da Vida

Silvestre (ZCVS) e próximo à Zona de Uso Agropecuário Intensivo (ZUAI; Figura 2) (ICMBIO, 2009; SECIMA 2016). Essa classificação foi realizada antes da ampliação do PNCV (Brasil, 2017), desta forma a zona de amortecimento do parque também teve sua área ampliada. Todas as análises espaciais foram feitas no ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016), exceto a análise de *hotspots*, feita no software R 3.4.3 (R Core Team 2017), utilizando o pacote 'DeadCanMove' (Barbosa *et al.*, 2017).

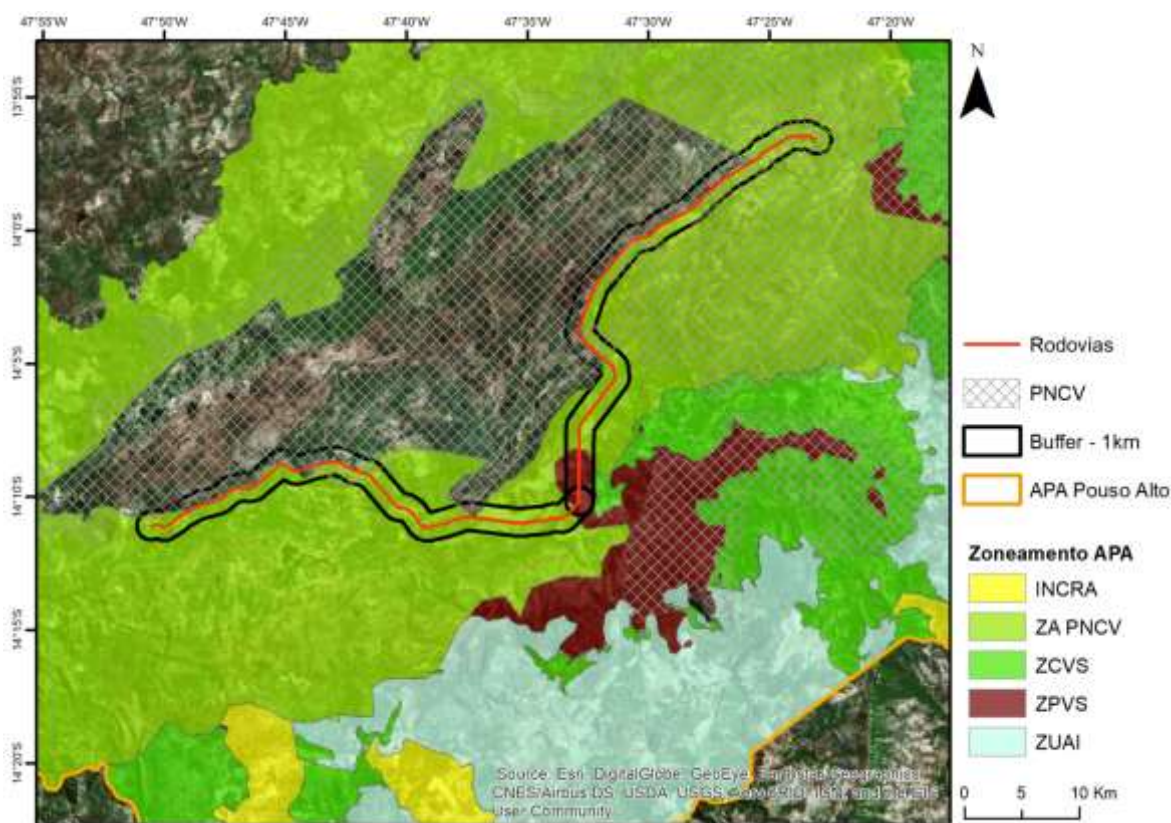


Figura 2: Zoneamento ambiental da área de estudo com Zona de Amortecimento do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (ZAPNCV), Zona de Preservação da Vida Silvestre (ZPVS), (ZCVS) e próximo à Zona de Uso Agropecuário Intensivo (ZUAI) especificadas. Quadriculado a nova área do parque após ampliação. (Fonte: Ministério do Meio Ambiente)

A região da Chapada dos Veadeiros, localizada no estado de Goiás, no domínio do bioma Cerrado, está inserida na bacia do rio Tocantinzinho (SECIMA 2016). Segundo a classificação de Köppen-Geiger (1961), possui clima tropical savânico, com estações seca e chuvosa bem definidas. Uma classificação atualizada do Brasil, utilizando o sistema de Köppen-Geiger de classificação e um conjunto de dados de séries mensais de precipitação e temperatura a longo

prazo, manteve a classificação para a região determinando inverno seco e verão chuvoso para a região (Alvares *et al.*, 2013).

A precipitação média anual varia entre 1500 e 1750 mm e é concentrada entre os meses de outubro e março (Nimer, 1989). A temperatura média anual pode variar entre 20°C e 26°C (Alvares *et al.*, 2013). O relevo é expressivamente montanhoso, com planícies fluviais e matas de galeria nas baixas altitudes, enquanto nas maiores altitudes, ocorrem planaltos e campos de altitude (Felfili *et al.* 2007, SECIMA, 2016).

O Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros é uma unidade de conservação de proteção integral de aproximadamente 240 mil hectares (Brasil, 2017). O PNCV faz parte de um mosaico de UCs da região, que inclui 15 RPPNs, três Parques Municipais, e uma Área de Proteção Ambiental estadual, a APA do Pouso Alto, todas de grande relevância turística, ecológica e social (Silva *et al.* 2015; De Lima & Franco, 2014).

4.2 Coleta de dados

Realizei duas campanhas por mês, ao longo de 12 meses, visando incorporar a sazonalidade dos eventos de atropelamento. O monitoramento ocorreu entre agosto de 2017 e julho de 2018. Cada campanha foi realizada de carro, por dois observadores a 40 Km/h, velocidade mínima permitida na via. Os horários de busca foram aleatorizados para contemplar os diferentes hábitos de movimentação da fauna.

Registrei vertebrados atropelados de todos os grupos taxonômicos, contabilizando apenas os animais mortos na rodovia. Todo registro foi fotografado, georeferenciado e identificado ao menor nível taxonômico possível. Em cada registro descrevi a data, a posição da carcaça na rodovia, a paisagem local e a sinuosidade e declividade da via. Todas as carcaças foram removidas da rodovia posteriormente, para evitar recontagens.

Durante a estação seca, no mês de outubro, houve uma grande queimada no PNVC, que atingiu cerca de 65 mil hectares, além das áreas externas ao limite da UC, segundo o ICMBIO (2017). Essa queimada atingiu uma extensa área onde foram coletados os dados de atropelamento nas duas rodovias.

O número de turistas visitantes do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros nas datas de amostragem foi fornecido pelos gestores do Parque Nacional.

4.3 Análise de dados

4.3.1 Análises exploratórias e temporais

Gerei a lista de espécies amostradas, seu *status* de conservação segundo a União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN), verifiquei as espécies mais atingidas e as porcentagens de cada classe atropelada, para cada estação e para cada característica da rodovia.

O esforço de coleta foi controlado através de curva de rarefação baseada na abundância de registros (Gotelli & Cowell, 2001), para isso construí os gráficos através do software R versão 3.4.3 (R Core Team, 2017) usando os pacotes Vegan (Oksanen *et al.*, 2016) e BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005).

A taxa de atropelamentos foi calculada através do total de indivíduos atropelados por quilômetro por dia monitorado (ind./km/dia). O mesmo cálculo foi utilizado para cada espécie e para cada estação. Utilizei dados mensais de precipitação da estação automática de Alto Paraíso de Goiás (INMET, 2018). Considerei o volume mensal de precipitação acumulado (mm), durante o período da coleta de dados, determinando como estação seca os meses de maio a outubro e como estação chuvosa os meses de novembro a abril.

Testei a normalidade, através do teste de Shapiro-Wilks, dos dados de abundância total, abundância nas estações observadas de seca (novembro a abril) e chuva (maio a outubro), taxa de atropelamento, taxa de atropelamento de cada classe taxonômica, taxa de atropelamento diária das quatro espécies mais atingidas de cada classe e do fluxo turístico.

Devido a não normalidade dos dados brutos, premissa exigida para algumas análises subsequentes, os dados de abundância total, abundância sazonal e fluxo turístico foram logaritmizados. As taxas de atropelamento diárias e as taxas de atropelamento diárias para cada classe taxonômica foram transformadas através do Arco Seno de sua raiz quadrada (Zar, 1999).

Após a transformação, os dados foram novamente testados quanto à sua normalidade. Todas as variáveis transformadas apresentaram normalidade, exceto as taxas de atropelamento diárias das classes taxonômicas. Testei também a homocedasticidade dos dados através do teste de Bartlett entre as variáveis transformadas, taxa de atropelamento diária e número de turistas nas estações (seca e chuva) e essas apresentaram homocedasticidade.

Testei diferenças nas taxas de atropelamento (ind./km/dia), transformadas como descrito acima, entre os períodos de seca e chuva para o estudo como um todo utilizando o teste t de Student.

Para a análise de cada classe taxonômica e das espécies mais atingidas usei o teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney, devido à não normalidade dos dados mesmo após transformação. Para esta análise utilizei os dados brutos de taxa de atropelamento diária de cada classe, a taxa de atropelamento diária das espécies mais atingidas e as respectivas estações nas datas de amostragem.

Testei a correlação entre as variáveis taxa de atropelamento e número de turistas. Utilizei a regressão linear para testar se há influência do número de turistas do PNCV sobre a taxa de atropelamento de animais silvestres, utilizando apenas os dados referentes à rodovia GO-239, já que esta é rota para a entrada do parque.

Realizei também o teste de análise de variância (ANOVA) para o modelo de regressão testado. Ainda, atendendo às exigências das premissas para essa análise, testei os resíduos da regressão linear quanto à sua normalidade, usando o teste de Shapiro-Wilks, além da homocedasticidade e linearidade através da avaliação da distribuição dos resíduos.

Após os testes descritos, usei as variáveis sazonalidade e turismo na análise de seleção de Modelo Linear Generalizado (GLM), a fim de determinar a contribuição destas nas taxas de atropelamento (ind./km/dia). Empreguei como referência para essa análise e sua validação o protocolo de Zuur e colaboradores (2009). Utilizei o modelo de interação completo, testando também a interação entre as variáveis. Para o ajuste desses modelos usei a distribuição Gaussiana ("gaussian") e ligação "identity". Analisei a normalidade, a homocedasticidade e a ausência de padrões através dos gráficos de resíduos.

Para analisar a influência da sinalização horizontal da rodovia, determinada pela presença de sinuosidade e inclinação da mesma, gerei uma planilha com a descrição dessas características para cada espécie registrada (se a via era sinuosa ou reta, inclinada ou plana). Apliquei as variáveis de número de indivíduos e as duas referidas características da via o teste de ANOVA de dois fatores. Realizei, também utilizando essas variáveis, o teste de Seleção de Modelo Linear Generalizado (GLM). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 3.4.3 (R Core Team, 2017), considerando nível de significância de 95%.

4.3.2 Análises de paisagem

Obtive a paisagem classificada ao redor das rodovias para 2016 na plataforma MapBiomas (www.mapbiomas.org). Esse mapa foi classificado para escalas nacionais baseado em imagens Landsat (Landsat 8, no caso do ano utilizado), com resolução espacial de 30 m. No entanto, observei algumas discrepâncias na classificação utilizada com relação à localização das matas de galeria, que são elementos de paisagem cruciais para a dispersão da fauna mas que, muitas vezes, não apresentavam largura superior a 30 m e, portanto, não foram captadas pela classificação. Para corrigir estes erros desenhei manualmente todas as matas de galeria presentes nas paisagens analisadas no GoogleEarth. Desta forma a classe de paisagem referente à mata de galeria/ciliar tem uma resolução de 1 m. Corrigi também outras discrepâncias de classificação que observei como, por exemplo, as áreas de campo nativo classificadas erroneamente como áreas de pastagem.

Utilizei a distância de 5 km para classificar a paisagem no intuito de auxiliar a correção manual das classes, além de abranger o contexto do uso do solo ao redor das estradas. Com base na paisagem classificada e corrigida, gerei as seguintes variáveis preditoras, contabilizadas em cada segmento de 1 km ao longo das rodovias: (1) proporção de cerrado; (2) proporção de mata de galeria; (3) proporção de campo nativo; (4) proporção de áreas de agricultura; (5) proporção de áreas de pastagem; (6) distância do segmento da rodovia à mata

de galeria mais próxima (Figura 3). Realizei todas as análises de paisagem no ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016).

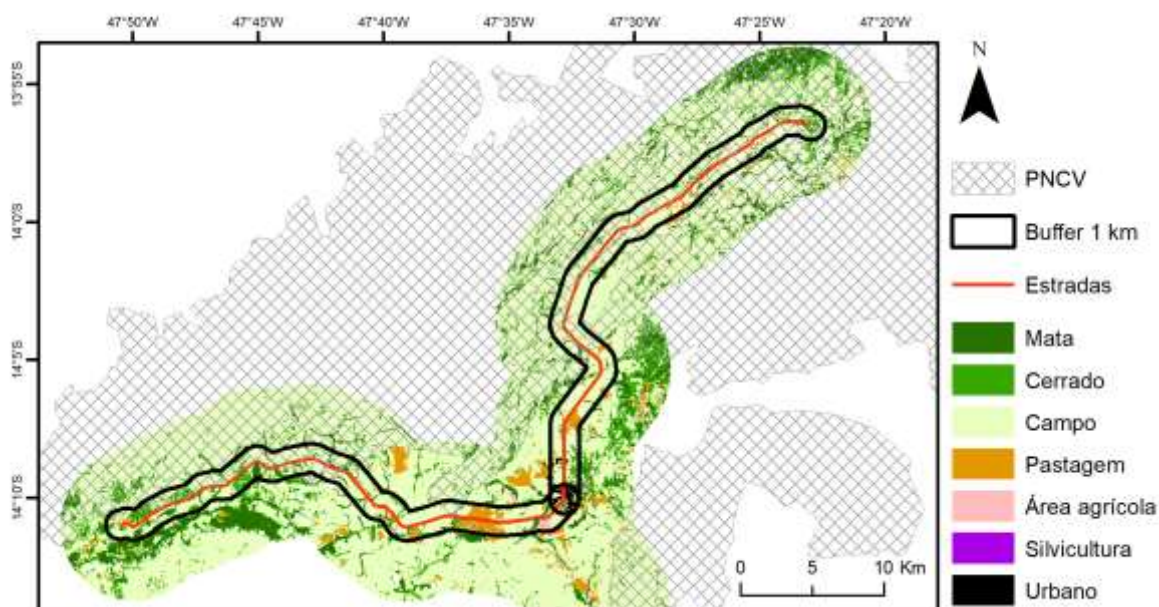


Figura 3: Classificação da paisagem ao redor das rodovias estudadas quanto ao uso do solo e formações vegetais, aplicada a uma faixa de 5km e área de estudo com faixa de 1 km ao longo do trecho monitorado (em preto). O círculo preto representanda o perímetro urbano de Alto Paraíso de Goiás, estado de Goiás.

Analisei os eventos de atropelamento considerando os quatro grupos taxonômico (anfíbios, répteis, aves e mamíferos). Primeiramente testei o agrupamento dos pontos de atropelamento ao longo da rodovia, para avaliar se havia, e em qual escala, agrupamento significativo desses eventos. Posteriormente dividi a rodovia em segmentos de dimensão baseada nessa escala, e analisei esses segmentos para classificação dos *hotspots* de atropelamento. Por último relacionei os segmentos à paisagem ao redor de cada segmento para testar a relação entre métricas da paisagem e a localização desses *hotspots*.

Realizei a análise de agrupamento de acordo com o método K de Ripley (Ripley, 1976), onde uma função de densidade ($L(d)$) dos eventos em diferentes raios de agrupamento é testada para identificar se os pontos estão mais agrupados ($L_{\text{observado}} > L_{\text{esperado}}$), mais dispersos ($L_{\text{observado}} < L_{\text{esperado}}$) ou de acordo com o esperado ao acaso ($L_{\text{observado}} = L_{\text{esperado}}$). Com o resultado dessa análise, identifiquei a escala para a divisão da rodovia em segmentos de maior

interesse. Classifiquei, então, os segmentos resultantes de acordo com sua importância na concentração de eventos de atropelamento, de acordo com o método de Malo e colaboradores (2004) para a identificação de segmentos *hotspots*. Nesse método, a probabilidade de cada segmento apresentar eventos de atropelamento é calculada de acordo com uma distribuição de Poisson. Aqueles segmentos que apresentarem probabilidade maior do que o esperado ao acaso são classificados como *hotspots*.

O número de eventos para alguns grupos em alguns dos trechos de rodovias não foi suficiente para a análise de *hotspots* e, nesses casos, não fiz indicações. Neste caso, relacionei a paisagem dentro de cada segmento e os eventos de atropelamento com base no número de atropelamentos, ao invés da classificação binária dos *hotspots*.

Para verificar como a paisagem influencia no número de animais atropelados utilizei a seleção de Modelos Lineares Generalizados (GLM). Realizei a seleção e sua validação dos modelos conforme protocolo de Zuur *et al.* (2009). Para selecionar os modelos procedi removendo sequencialmente as variáveis independentes (proporção de mata, cerrado, campo, agricultura, pasto; distância da mata mais próxima) em função de resultados de testes, comparando os modelos com e sem cada uma das variáveis. Em cada passo removi a variável com maior valor de p . Assim, no modelo final constam somente as variáveis cuja remoção teve efeito significativo. Validei cada modelo através da avaliação visual da dispersão dos resíduos para conferir a normalidade, a homocedasticidade e a ausência de padrões.

Fiz a análise de agrupamento no ArcGIS 10.6 (ESRI 2016), licenciado pelo Environmental System Research Institute (ESRI) para a Universidade de Brasília, e as demais análises no R versão 3.4.3 (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes 'DeadCanMove' (Barbosa *et al.* 2017) e 'MuMIn' (Barton 2018).

5 RESULTADOS

5.1.1 Análises exploratórias e temporais

Ao longo de um ano, totalizei 24 amostragens com o registro de 129 animais atropelados (Figura 4), sendo 105 atropelamentos identificados a nível específico, pertencentes a 41 espécies. Dos indivíduos coletados, identifiquei 39 gêneros, distribuídos em 14 ordens e 23 famílias (Tabela 1). Os 24 indivíduos que não foram identificados a nível específico foram identificados quanto ao menor nível taxonômico possível, diante das condições das carcaças encontradas.



Figura 4: Distribuição dos eventos de atropelamentos nos trechos monitorados das rodovias GO-239 e GO-118. .

As aves foram mais abundantes nas ocorrências dos eventos de atropelamentos, com 37,2% dos registros, sendo 48 indivíduos e 16 espécies identificadas. Em seguida, os anfíbios representaram 27,9% dos registros com 36 indivíduos de duas espécies. Os répteis tiveram 20,9% dos registros, com 27 indivíduos e 15 espécies identificadas. Mamíferos representaram 14% dos registros, com 18 indivíduos e oito espécies identificadas (Tabela 1). As espécies mais atropeladas foram *Rhinella diptycha* ($n = 35$), seguida de *Crotalus durissus* ($n = 6$), *Cerdocyon thous* e *Sicalis flaveola* ($n = 5$ cada espécie).

A curva de acumulação de espécies não atingiu a assíntota para os vertebrados como um todo, nem para cada classe (Figura 5 e 6),

mostrando que o esforço amostral não foi suficiente para abranger a riqueza de espécies que morrem atropeladas neste trecho estudado. Desta forma, o número de atropelamentos é ainda subestimado do ponto de vista taxonômico.

A taxa de atropelamento diária encontrada para todo o trecho monitorado foi de 0,08 ind./km/dia, sendo essa também a taxa anual. As taxas individuais das espécies variam entre 0,02 e 0,0006 ind./km/dia (Tabela 1). Extrapolando o valor da taxa diária de atropelamentos para um ano, encontrei que aproximadamente 1990 animais morrem nestes trechos de rodovias.

Tabela 1: Espécies atropeladas durante o monitoramento das rodovias GO 239 e GO 118 do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, nome popular das espécies, número de indivíduos coletados (ind.), taxa de atropelamento (ind./km/dia) e o status de conservação segundo a IUCN (2018). A Tabela está organizada por Classes e por ordem alfabética. As nomenclaturas utilizadas para cada classe foram anfíbios: Segalla et al. (2016), répteis: Costa & Bérnils (2015), aves: Piacentini et al. (2015) e mamíferos: Paglia et al. (2012).

TAXA	NOME POPULAR	IND.	TA (ind./km/dia)	IUCN
Amphibia				
<i>Leptodactylus sertanejo</i> Giaretta & Costa, 2007	Rã-do-sertão	1	0,0006	LC
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	Sapo-cururu	35	0,0208	NE
Total Amphibia	-	36	0,0214	-
Squamata				
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)	Bico-doce	1	0,0006	NE
<i>Bothrops marmoratus</i> (Silva & Rodrigues, 2008)	Jararaca	1	0,0006	NE
<i>Crotalus durissus</i> (Linnaeus, 1758)	Cascavel	6	0,0036	LC
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i> (Wied-Neuwied, 1825)	Cobra-capim	1	0,0006	NE
<i>Mastigodryas bifossatus</i> (Raddi, 1820)	Jararacussu-do-brejo	1	0,0006	LC
<i>Oxyrhopus guibeii</i> Hoge & Romano, 1977	Falsa-coral	2	0,0012	LC
<i>Oxyrhopus</i> sp.	Falsa-coral	3	0,0018	-
<i>Philodryas aestiva</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	Cobra-verde	1	0,0006	NE
<i>Philodryas agassizii</i> (Jan, 1863)	Cobra-cipó-palheira	1	0,0006	NE
<i>Philodryas nattereri</i> Steindachner, 1870	Cobra-cipó	3	0,0018	NE
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858)	Cobra-palheira	1	0,0006	NE
<i>Polychrus acutirostris</i> (Spix, 1825)	Lagarto-preguiça	1	0,0006	NE
<i>Salvator duseni</i> (Lönnberg, 1910)	Teiú	1	0,0006	NE
<i>Taeniophallus occipitalis</i> (Jan, 1863)	Corre-campo	1	0,0006	NE
<i>Tropidurus oreadicus</i> (Rodrigues, 1987)	Calango	1	0,0006	LC
<i>Xenodon merremii</i> (Wagler, 1824)	Boipeva	1	0,0006	NE
Serpentes NI	NI	1	0,0006	-
Total Reptilia	-	27	0,0161	-

Aves				
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	Tico-tico-do-campo	2	0,0012	LC
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Cambacica	1	0,0006	LC
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	Pica-pau-do-campo	1	0,0006	LC
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	Inhambu-chororó	2	0,0012	LC
<i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	Canário-do-campo	2	0,0012	LC
<i>Heliactin bilophus</i> (Temminck, 1820)	Chifre-de-ouro	1	0,0006	LC
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	Sabiá-do-campo	2	0,0012	LC
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	Codorna-do-campo	3	0,0018	LC
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	João-bobo	1	0,0006	LC
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	Perdiz	2	0,0012	LC
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Canário-da-Terra	5	0,0030	LC
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	Baianinho	3	0,0018	LC
<i>Sporophila</i> sp.	Papa-capim	1	0,0006	-
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saíra-amarela	1	0,0006	LC
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	Choca-barrada	1	0,0006	LC
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Tiziu	4	0,0024	LC
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Tico-tico	1	0,0006	LC
Ave	NI	15	0,0089	-
Total Aves	-	48	0,0286	-
Mammalia				
Caviidae NI	Roedor	1	0,0006	-
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	5	0,0030	LC
Chiroptera NI	Morcego	2	0,0012	-
<i>Crysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	2	0,0012	NT
<i>Dasyopus septemcinctus</i> Linnaeu, 1758	Tatu-mulita	1	0,0006	LC
<i>Dasyopus</i> sp.	Tatu	1	0,0006	-
<i>Galea spixii</i> Wagler, 1831	Preá	1	0,0006	LC
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha	1	0,0006	LC
<i>Molossus</i> sp.	Morcego	1	0,0006	-
<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-Campeiro	1	0,0006	LC
<i>Pteronotus</i> cf. <i>parnellii</i>	Morcego	1	0,0006	LC
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeu, 1758)	Tapeti	1	0,0006	LC
Total Mammalia	-	18	0,0107	-
TOTAL		129	0,08	

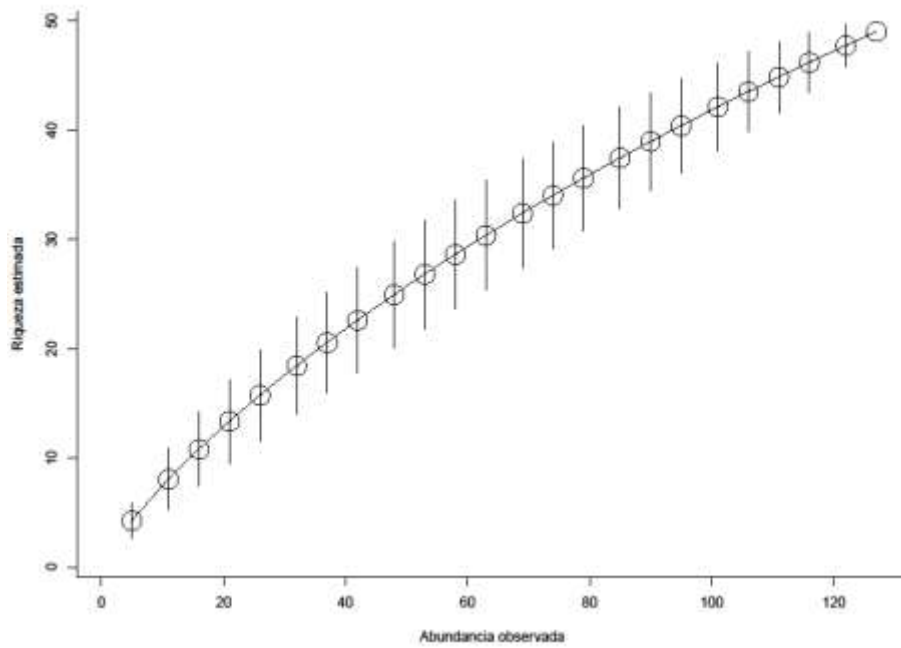


Figura 5: Curva rarefação de espécies baseada na abundância de indivíduos observados no monitoramento de atropelamentos nas rodovias GO-239 e GO-118, nos trechos leste e sul do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

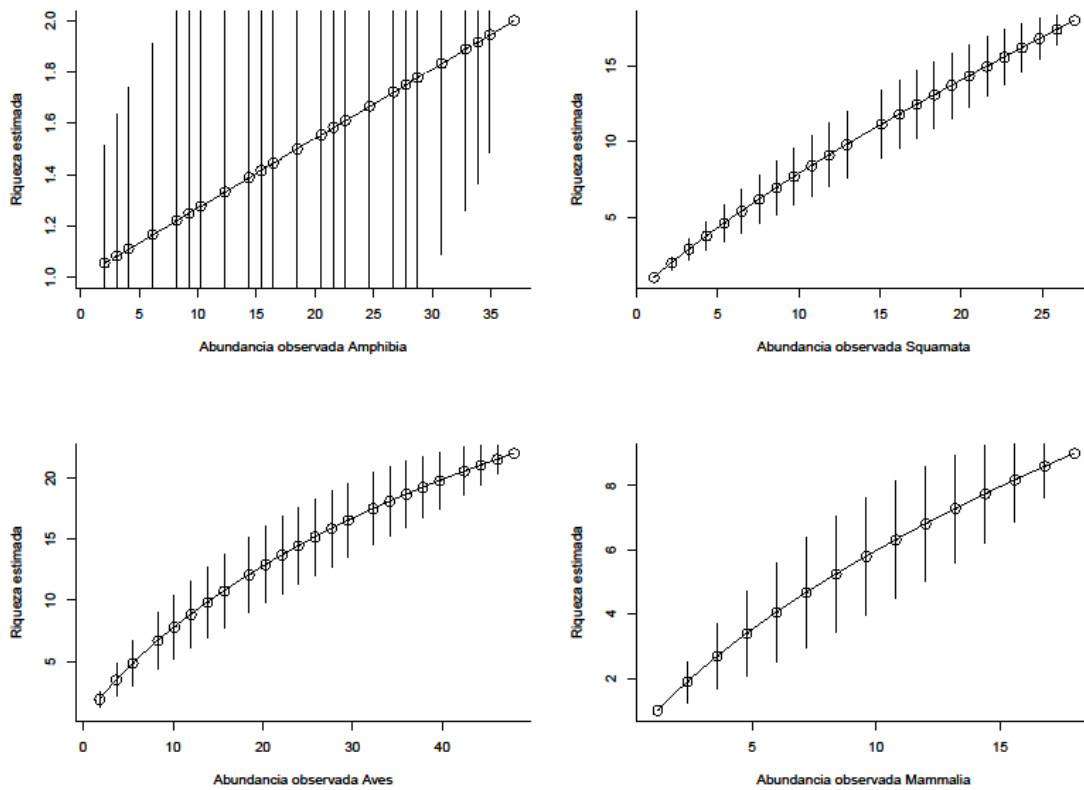


Figura 6: Curva de rarefação para as classes de vertebrados (Amphibia, Aves, Mammalia e Squamata) baseada na abundância de indivíduos observados no monitoramento de atropelamentos nas GO-239 e GO-118 nos trechos leste e sul do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Os atropelamentos foram mais expressivos na estação chuvosa, somando 69% (n = 89) do total de registros. Essa diferença também foi observada em todos os grupos de classes taxonômicas, sendo que aproximadamente 89% dos anfíbios e 62% das aves, 62% dos répteis e 62% dos mamíferos foram atropelados no período chuvoso (Figura 7).

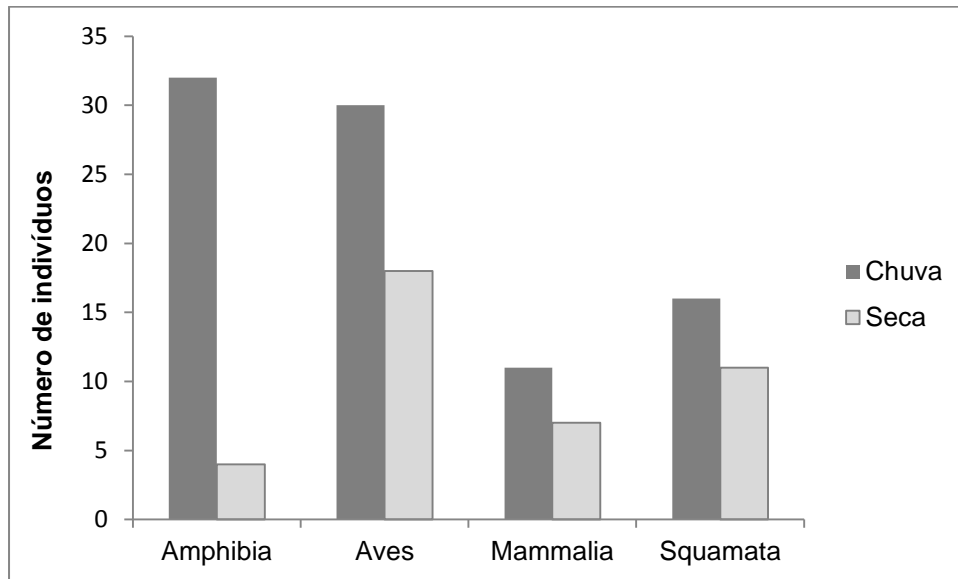


Figura 7: Número de indivíduos atropelados de cada classe taxonômica nas estações seca e chuvosa nas rodovias GO-239 e GO-118 localizadas nos limites sul e leste do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, estado de Goiás.

Houve diferença na quantidade de atropelamento entre as estações, para todas as classes taxonômicas ($t=3.78$, $df=21.94$, $p=0,001$). No entanto, considerando individualmente cada classe taxonômica, houve diferença apenas para anfíbios ($W=109.5$, $p=0,01$) e para aves ($W=112$, $p=0,01$), enquanto não foi significativa para mamíferos ($W=83$, $p=0,51$) e répteis ($W=94.5$, $p=0,17$). Considerando as espécies mais atropeladas, sazonalidade explicou apenas as diferenças em *Rhinella diptycha* ($W=109.5$, $p=0,018$).

As assimetrias presentes nos gráficos de *boxplot* (Figuras 8, 9 e 10) demonstram que existem grandes variações nas taxas de atropelamento registradas, tanto para a estação seca como para a chuvosa, o que pode ser significar que a amostra foi pequena para detectar todas as diferenças com base nos resultados do teste t de Student.

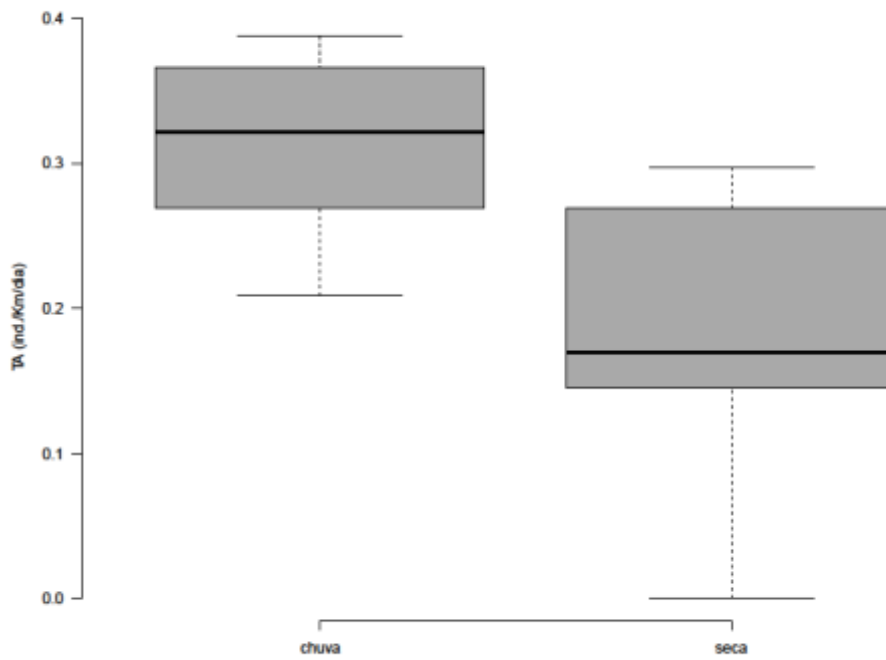


Figura 8: Box-plot denotando diferenças nas taxas de atropelamentos (TA) nos períodos seco e chuvoso nas rodovias GO-239 e GO-118, localizadas nos limites sul e leste do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.

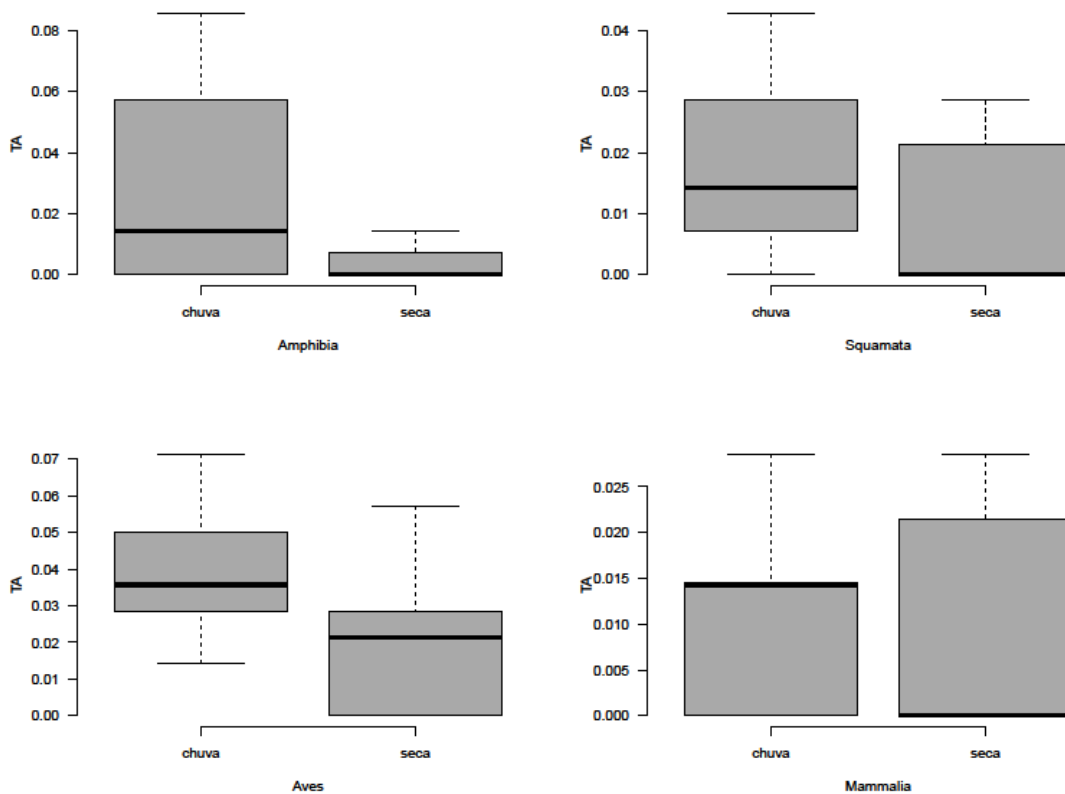


Figura 9: Boxplot denotando as variações de taxas de atropelamento diárias (animais/km/dia) das classes amostradas das estações de Seca (maio a outubro) e Chuva (novembro a abril). Fonte dados meteorológicos: InMet (2018).

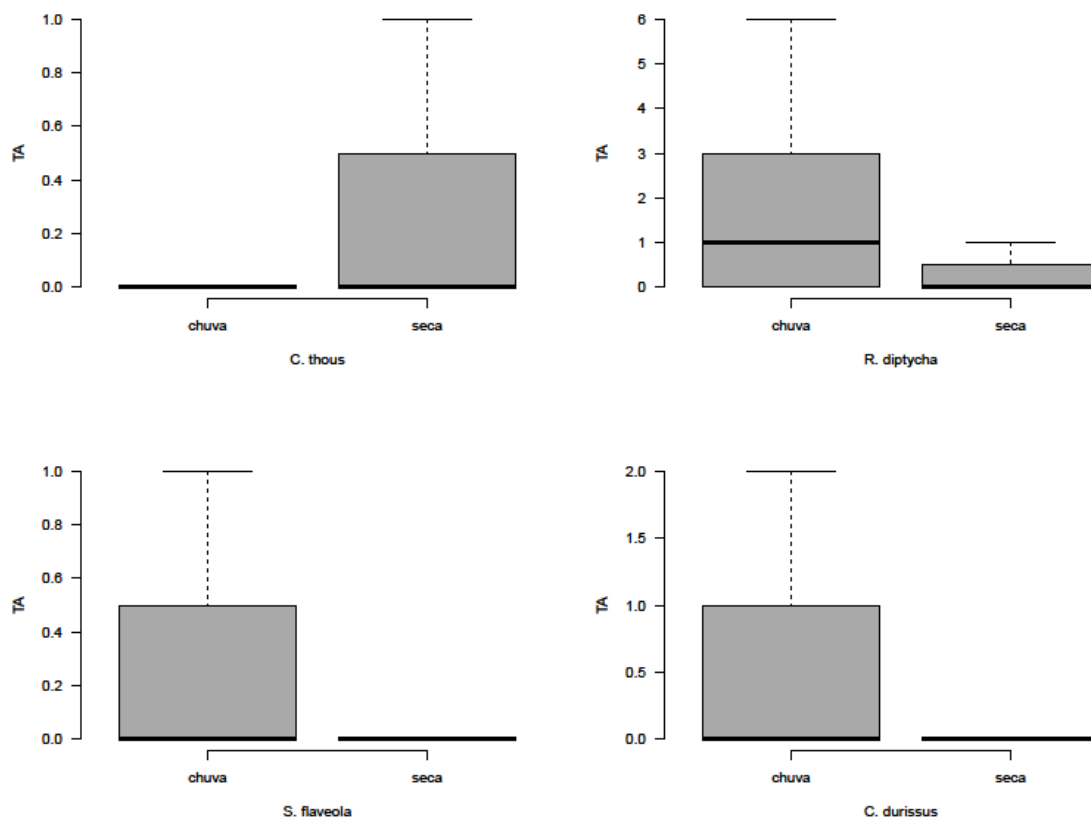


Figura 10: Boxplot denotando as variações de taxas de atropelamento diárias (animais/km/dia) das espécies *Cerdocyon thous*, *Rhinella diptycha*, *Sicalis flaveola* e *Crotalus durissus*, amostradas das estações de Seca (maio a outubro) e Chuva (novembro a abril). Fonte dados meteorológicos: InMet (2018).

O fluxo turístico do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros durante o ano de estudo somou 6869 visitantes, com média aproximada de 286 pessoas por dia. O período de seca apresenta maior parcela de visitação, com 64% do fluxo anual total. O mês de julho foi o mais representativo, com 1312 visitantes, aproximadamente 19% do total de visitantes, quando houve um dos menores valores da taxa de atropelamento (Figura 11).

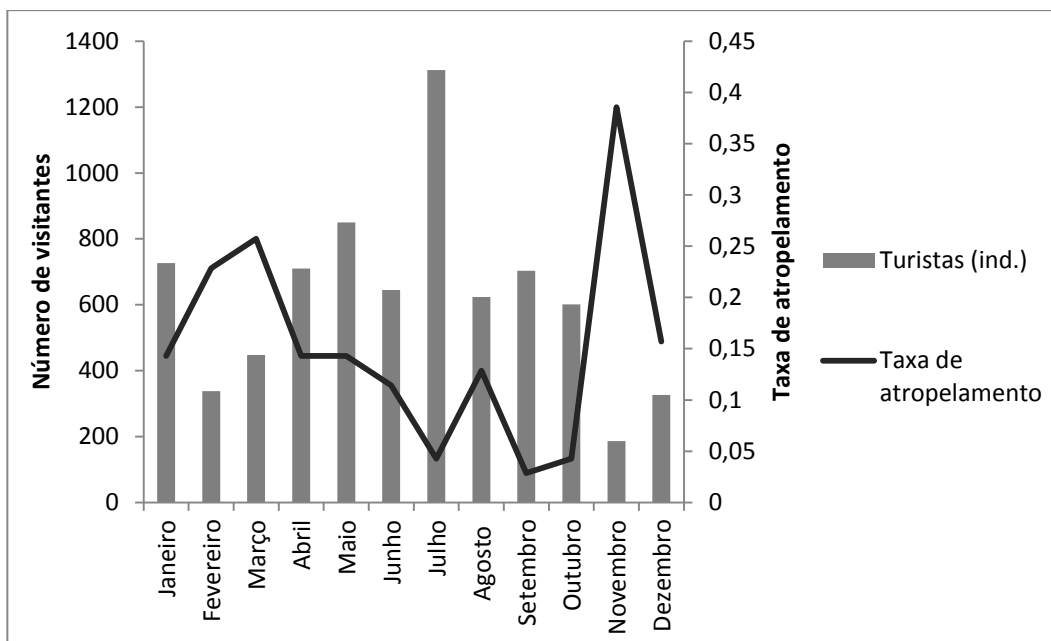


Figura 11: Dados mensais de taxa de atropelamento (indivíduos/km/mês) no trecho estudado da GO-239 e o número de turistas visitantes do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Barras denotam o número de turistas e linha a taxa de atropelamento mensal.

O turismo e os atropelamentos são negativamente correlacionados ($cor = -0,73$, $t = -4,90$, $df = 22$, $p < 8.53e-05$), mostrando que os dias com maior número de turistas tiveram taxas menores de atropelamento (ind./km/dia). Houve relação significativa entre as variáveis taxa de atropelamento e turismo ($F = 24.07$, $df = 1, 22$, $p < 8.539e-05$, $r^2 = 0,546$). As análises dos resíduos quanto às premissas de linearidade, homocedasticidade e normalidade foram atendidas, validando o teste de regressão linear.

A seleção de modelos mostrou que as taxas de atropelamento da GO-239 são explicadas pelo número de turistas na estação seca, onde encontramos um maior número de visitantes (Tabela 2).

Tabela 2: Resultados de valor estimado para a taxa de animais atropelados (ind./km/dia), erro padrão, valor de t e de p encontrados do modelo linear generalizado (GLM) entre as variáveis de sazonalidade (seca e chuva) e o número de turistas (ind./dia).

	Estimativa	Erro	Valor de t	Valor de p
Intercept	0.955	0.209	4.558	0.001
Estação	-0.798	0.216	-3.688	0.001

Turismo	-0.273	0.091	-3.010	0.006
Estação [seca]:Turismo	0.288	0.093	3.076	0.005

Os registros de atropelamento mostram que aproximadamente 70% dos indivíduos atropelados foram registrados em pista reta (n=90), enquanto 30% foram encontrados em pista sinuosa (n=39). Já as características de inclinação da pista mostraram que aproximadamente 67% dos atropelamentos (n=86) ocorreram em pista inclinada, enquanto 33% dessas ocorrências foram na pista sem inclinação (n=43).

Apesar das diferenças no número de atropelamentos em estradas com essas características, inclinação e sinuosidade da via não explicam os atropelamentos (Tabela 3).

Tabela 3: Resultados do valor da estimativa da taxa de atropelamento (ind./km/dia), erro padrão, valor de t e de p encontrados do modelo linear generalizado (GLM) utilizando as variáveis categóricas de sinalização da rodovia dadas pela sinuosidade (sinuosa ou reta) e inclinação (zero grau ou inclinada).

	Estimativa	Erro	Valor de t	Valor de p
Intercept	0.065	0.027	2.386	0.018
Inclinação [0°]	-0.019	0.042	-0.452	0.652
Sinuosidade [Sinuosa]	0.001	0.041	0.037	0.970
Inc. [0°]: Sin. [Sinuosa]	0.102	0.103	0.989	0.324

5.1.2 Análises de paisagem

A análise de agrupamento foi significativa para todas as classes de vertebrados analisadas (anfíbios, répteis, mamíferos e aves). A distância determinada para esses agrupamentos foi semelhante para todos os grupos, estando entre um e dois quilômetros (Figura 12).

A partir das medidas determinadas pelo agrupamento das classes, dividi os trechos estudados, de cada rodovia (GO-118 e GO-239), em segmentos de um quilômetro, que seria a menor medida satisfatórios para

os agrupamentos. A partir dessa análise, verifiquei as correspondências (sobreposições) entre os *hotspots* indicados nessa escala de segmentos (Figura 13 e 14).

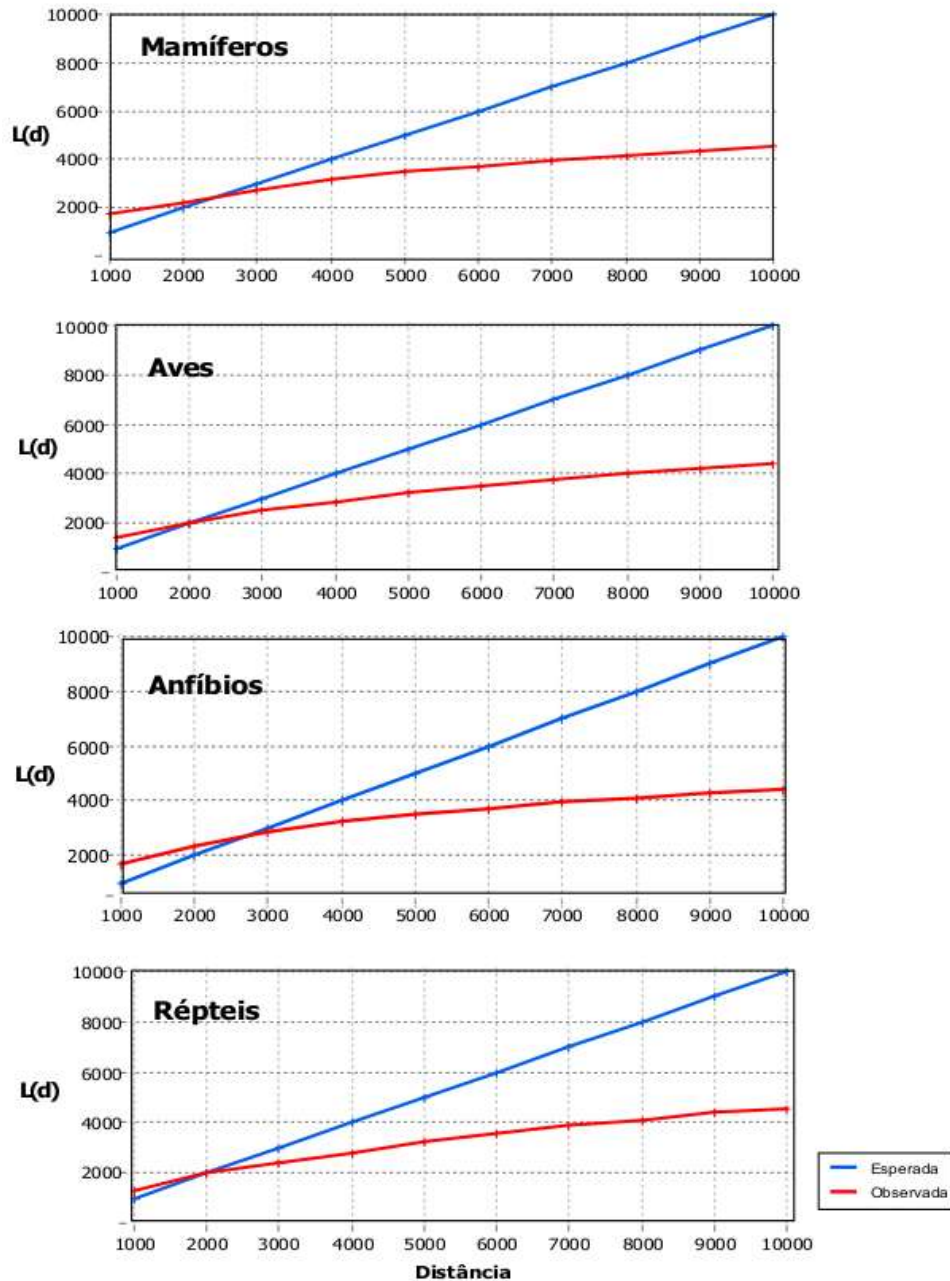


Figura 12: Análise de agrupamento usando o método “K de Ripley”, em que eixo “y” indica densidade de ocorrência ($L(d)$) (indivíduos/Km) e eixo “x” indica distância em quilômetros (Km) Indica um agrupamento dos valores entre um e dois quilômetros como significativos para todas as classes taxonômicas.

Os resultados apresentaram quatro hotspots de atropelamento para o grupo das aves na GO-118 (Figura 13) e nenhum para as outras classes

taxonômicas. Já a rodovia GO-239 apresentou dois hotspots de atropelamento, sendo um para anfíbios e outro para aves. As demais classes permaneceram sem determinação de hotspots (Figura 14).

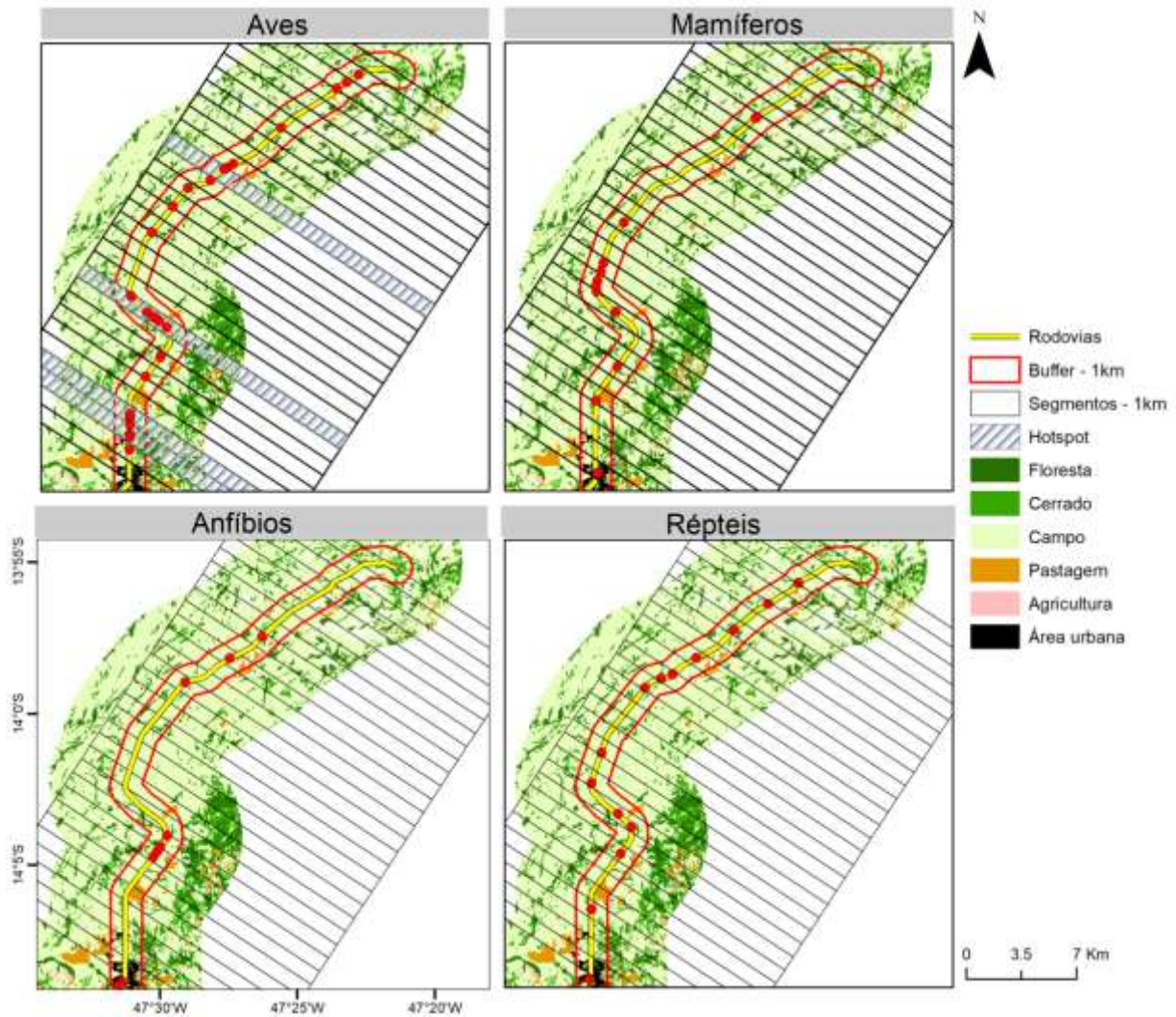


Figura 13: Hotspots de atropelamento gerados para as classes taxonômicas na rodovia GO-118 a partir da divisão de segmentos de um quilômetro. Uso de buffer de cinco quilômetros para classificação da paisagem e buffer de um quilômetro para classificação da rodovia monitorada de um quilômetro.

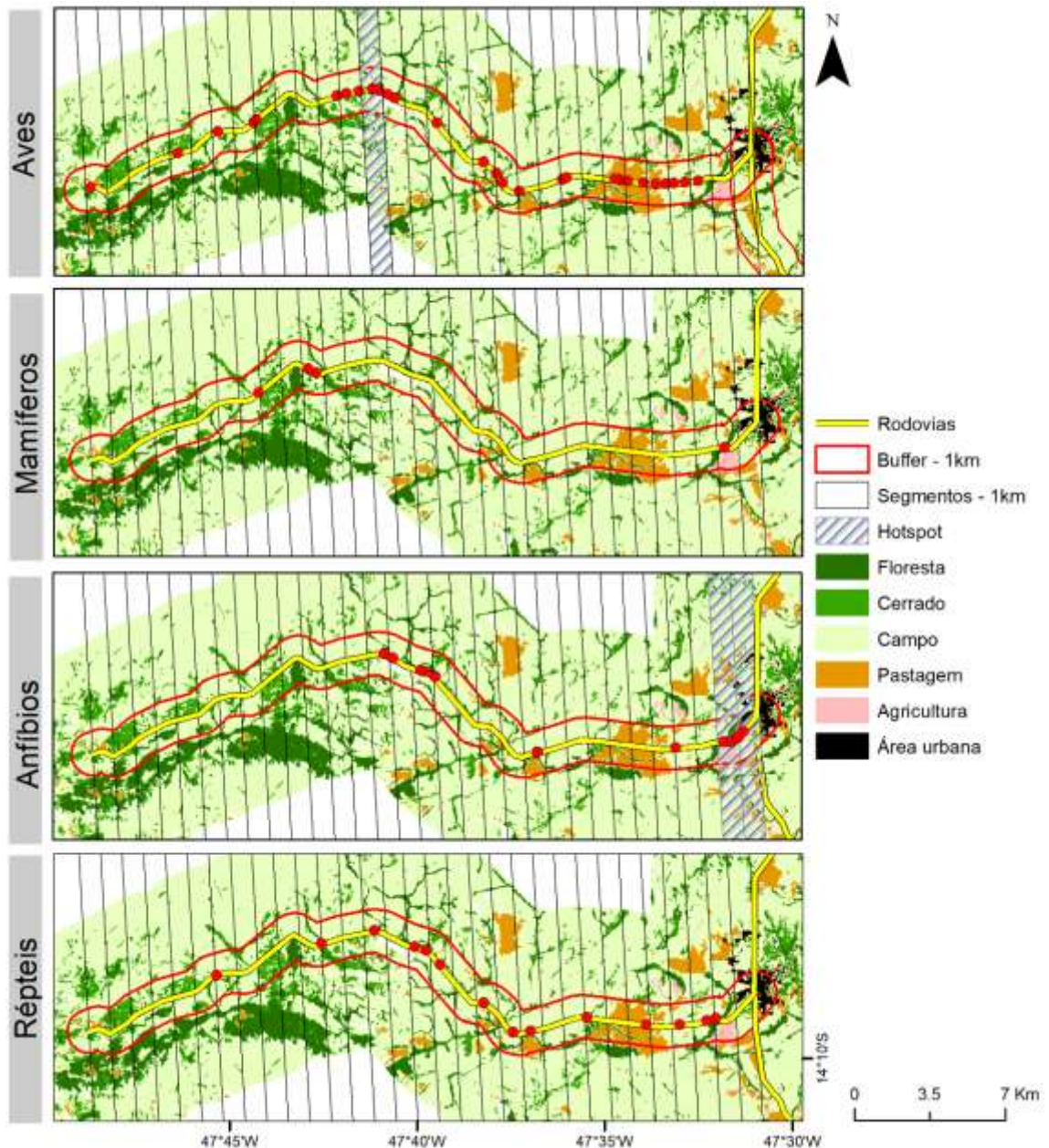


Figura 14: Hotspots gerados para as classes taxonômicas na rodovia GO-239 a partir da divisão de segmentos de um quilômetro usado de *buffer* de cinco quilômetros para classificação da paisagem e *buffer* de um quilômetro para classificação da rodovia monitorada.

Os atropelamentos de répteis foram relacionados aos locais com menor proporção de mata na paisagem (Tabela 4, Anexo IV). Para os mamíferos, a variável agricultura foi inversamente relacionada com os locais de atropelamentos, desta forma, áreas com menor proporção de agricultura na paisagem tiveram maior número de atropelamentos (Tabela 5; Anexo VI). Nenhuma variável da paisagem foi importante para explicar as localidades de atropelamentos de anfíbios e aves (Anexos III e V).

Tabela 4: Valor estimado para número de animais atropelados, erro padrão, valor de t e de p encontrados para o modelo selecionado para explicar a variação no número de atropelamento de répteis na área estudada.

	Estimativa	Erro	Valor de t	Valor de p
Intercept	-0.898	0.188	-4.782	< 0.001
MATA	-0.643	0.283	-2.268	0.027

Tabela 5: Valor estimado para número de animais atropelados, erro padrão, valor de t e de p encontrados para o modelo selecionado para explicar a variação no número de atropelamento de mamíferos na área estudada.

	Estimativa	Erro	Valor de t	Valor de p
Intercept	-1.731	0.468	-3.696	< 0.001
AGRICULTURA	-1.184	0.777	-1.524	0.013

6 DISCUSSÃO

A riqueza de espécies atropeladas registrada no presente estudo ($N = 41$) foi menor que a encontrada em outros estudos (Coelho *et al.*, 2008; Braz & França, 2016; Santos *et al.*, 2017). Esse resultado pode ser relacionado menor tempo de amostragem e o espaçamento entre as amostragens, fatores determinantes na avaliação de padrões de atropelamentos (Santos *et al.*, 2017). Além disso, a amostragem foi realizada de carro, o que pode ter causado uma sub amostragem devido à presença de carcaças de animais pequenos, não visualizadas pelo condutor do veículo ou pelo passageiro (Santos *et al.*, 2016).

A curva de rarefação baseada na abundância também mostra que o esforço amostral não foi suficiente para explicar a riqueza de espécies

atropeladas e que houve uma subestimação na coleta de dados. Resultado semelhante também foi obtido por Braz & França (2016), que monitoraram uma extensão maior dessas mesmas rodovias (GO-239 e GO-118), entre 2003 e 2006. Neste período, um trecho da rodovia GO-239 não era pavimentado, mas pavimentado no presente estudo.

As aves, semelhante ao resultado de estudos feitos no Cerrado e outros biomas, representaram o maior número de indivíduos atropelados (Fraga, 2018; Braz & França, 2016, Barger & Rosa, 2012). Resultados semelhantes ocorreram em outros países (Erritzoe *et al.*, 2003; Erickson *et al.*, 2005; Parris & Schineider, 2009).

Muitos fatores atuam na taxa de atropelamento das aves, como as características da rodovia, a capacidade de reconhecer e evitar carros (Husby & Husby, 2014), a presença de poleiros atraentes nas margens da rodovia (Clevenger *et al.* 2003), o forrageamento de sementes (Parris & Schineider, 2009) e a presença de carcaças que atraem aves carniceiras (Antworth, *et al.*, 2005).

O fato das rodovias amostradas no presente estudo serem estreitas (compostas por duas faixas de rodagem) contribui para que as aves tentem atravessar a rodovia quando em fuga, ao invés de fugir na direção inversa, contribuindo para o alto número de atropelamentos desse grupo (Husby & Husby, 2014).

Vale a pena ressaltar que os impactos às aves vão além dos atropelamentos. As aves são afetadas pelo ruído dos veículos, podendo apresentar alterações na vocalização, na composição e distribuição das espécies, além de menor densidade de ninhos nas áreas próximas às rodovias, demonstrando claramente impactos negativos na reprodução (Halfwek *et al.*, 2011; Parris & Schineider, 2009; Jaeger *et al.*, 2005).

Os anfíbios também foram muito afetados pelas estradas. Outros estudos focando o atropelamento de vertebrados também relataram alta taxa de atropelamento de anfíbios (Fraga, 2018; Braz & França, 2016, Coelho *et al.*, 2012), relacionadas ao seu comportamento reprodutivo e sua baixa mobilidade (Cunnington *et al.* 2014).

A luz dos veículos possui efeito paralisante nos anfíbios, favorecendo o seu atropelamento (Mazerolle *et al.*, 2005). Foi relatado uma diminuição no conteúdo alimentar quando esses animais recebem estímulos luminosos (Zug *et al.*; 2001) o que deve exigir maior esforço e deslocamento para o forrageamento e, conseqüentemente, um maior risco de atropelamento.

O ruído dos veículos prejudica a comunicação dos anfíbios, o que pode ser muito negativo, pois esses animais dependem da vocalização para se reproduzir e defender seu território (Cunnington & Fahrig, 2010; Kaiser & Hammers, 2009). A poluição sonora possui diversos efeitos sobre anfíbios, podendo causar efeito paralisante, amplificado pelo efeito luminoso e que favorecem os atropelamentos, alterações em seus sítios reprodutivos e mudanças na composição das comunidades (Coelho *et al.*, 2008; Kaiser & Hammers, 2009; Kaiser *et al.*, 2011; Jaeger *et al.*, 2005; Mazerolle *et al.*, 2005).

Por outro lado, apenas duas espécies de anfíbios foram registradas, sendo a mais abundante delas o sapo-cururu (*Rhinella diptycha*), um anuro terrestre de grande porte, Essa baixa riqueza pode ser explicada pelo curto tempo de amostragem, pela menor detectabilidade dos animais de pequeno porte, pela dificuldade visualizar esses animais devido à chuva, além das carcaças serem levadas pela chuva (Santos *et al.*, 2016, 2018) ou facilmente retirados por animais carniceiros (Eigenbrod *et al.*, 2009).

A Chapada dos Veadeiros possui a maior riqueza de anuros do Cerrado, com 54 espécies, sendo 66% delas endêmicas do bioma (Santoro & Brandão, 2014). Outro fator que corrobora a possibilidade de haver sub-amostragem de anfíbios são os estudos de atropelamento já realizados na região, que registraram uma riqueza diferente do atual estudo (Fraga, 2018; Braz & França, 2016).

Os répteis apresentaram riqueza relativamente alta, mesmo em comparação com estudos com maior tempo de amostragem (p.ex. Fraga, 2018; Freitas *et al.*, 2013; Cunha *et al.*, 2010). A riqueza encontrada pode ser explicada pela alta riqueza de répteis da região da Chapada dos Veadeiros, que possui 68% dos lagartos, 42% das serpentes e 23% das anfisbenas, jacarés e tartarugas do Cerrado (ICMBIO, 2009).

Apesar de não ser o grupo com maior abundância de atropelamentos, os répteis podem estar sofrendo diminuição da riqueza (Findlay e Houlahan, 1997).

Isso se torna grave devido à falta de estudos, pois esta é a classe menos estudada quanto aos efeitos das rodovias (Rosa, 2012).

Os atropelamentos de répteis são geralmente relacionados ao uso de micro-habitat terrestre (Maschio *et al.*, 2016) à necessidade de termorregulação (Mesquita *et al.* 2013, Meek, 2009, Rudolph *et al.* 1999, Adolph & Porter, 1993, Bernardino & Dalrymple 1992), ao forrageamento (Meek, 2009), à dispersão sazonal (Roe *et al.*, 2006; Bernardino & Dalrymple 1992) e à intensidade do tráfego (Maschio *et al.*, 2016). Para algumas espécies, a presença de rodovias pode ser fator determinante na mortalidade de indivíduos e na redução da abundância local (Meek, 2009).

Os mamíferos tiveram riqueza e abundância menor de atropelamentos em relação ao estudo em mesma área realizado por Braz & França (2016), possivelmente devido à diferença de esforço amostral e extensão das rodovias avaliadas como já é previsto na literatura (Santos & Ascensão, 2019; Santos *et al.*, 2018), mas foi similar ao estudo realizado por Fraga (2018), realizado em mesmo período e com esforço amostral semelhante, desenvolvido na zona de amortecimento do PNCV, que registrou nove espécies.

Dentre os mamíferos, destaco a ocorrência de espécies três espécies consideradas vulneráveis segundo a avaliação do Ministério do Meio Ambiente (2014). *Chrysocyon brachyurus*, classificada como espécie quase ameaçada pela IUCN e *Ozotoceros bezoarticus* e *Lycalopex vetulus*, classificadas como pouco preocupantes, foram reavaliadas pelo MMA em 2014 e todas foram categorizadas como vulneráveis devido à sua redução populacional, a alta degradação de seus habitats e à eminente ameaça antrópica através dos atropelamentos, caça e presença de animais domésticos em áreas naturais. Essas espécies merecem atenção especial quanto ao impacto dos atropelamentos nessa área, principalmente por se tratar de uma área de proteção integral, que tem como prioridade o compromisso de conservar as espécies e seus habitats.

Rhinella diptycha, espécie com maior número de registros de atropelamentos no presente estudo, é bastante abundante (Stuart *et al.* 2008), possui hábitos noturnos, é migratória, associada a ambientes antropizados, terrestre e reproduz-se em poças temporárias e águas com pouca movimentação (Oda *et al.*, 2009; Santoro & Brandão, 2014; Norman, 1994).

Todos esses fatores favorecem o seu atropelamento. Por migrarem grandes distâncias em busca de poças para reprodução, acabam cruzando estradas, onde podem ficar paralisadas pela luz dos faróis (Mazerolle *et al.*, 2005), sendo atropelados. A presença de poças temporárias formadas ao lado das estradas pelas caixas de empréstimo, comuns em empreendimentos viários, acaba atraindo esses animais para a proximidade das rodovias, ampliando o risco de atropelamentos (Cunnington *et al.*, 2014).

Uma justificativa para o expressivo número de cascavéis (*Crotalus durissus*) atropeladas pode ser resultado da seleção de ambientes abertos por essa espécie e por seu comportamento de termoregulação (Mesquita *et al.* 2013; Tozetti, 2006; Graves & Duvall, 1993; Charland & Gregory, 1990). Cascavéis grávidas são mais dependentes de fontes de calor para a manutenção de sua temperatura devido à necessidade metabólica neste período (Graves & Duvall, 1993; Charland & Gregory, 1990), podendo ser atraídas para o calor das rodovias. Além disso, a espécie é abundante na região da Chapada dos Veadeiros, o que também pode justificar o alto número de atropelamento (França & Braz, 2013).

Cerdocyon thous e *Sicalis flaveola*, que também tiveram a terceira maior frequência de atropelamentos, são animais abundantes que utilizam com certa frequência ambientes alterados, como margens de estradas. O uso de grandes áreas de vida (Juarez *et al.*, 2002) e intensa movimentação podem ser relacionadas à alta taxa de atropelamento dos cachorros-do-mato (Woods & Munro 1996, Clarke *et al.* 1998). Além disso, essa espécie é considerada bastante abundante (Courtenay & Maffei 2004) o que também pode contribuir com o número de registros. É uma das espécies de mamíferos mais atropeladas no Brasil (Prada 2004; Bagatini, 2006; Coelho *et al.* 2008; Cunha *et al.*, 2010; Rezini, 2010).

Já os atropelamentos da espécie *Sicalis flaveola* podem ser explicados por seu hábito de se alimentar de grãos e de forragear principalmente no chão, se tornando vulneráveis quando se alimentam nas rodovias de sementes dispersas na pista, de grãos derramados por caminhões ou gramíneas invasoras presentes nas margens das estradas (Gwynne *et al.*, 2010; Pivello *et al.*, 1999; Forman & Alexander 1998, Hansen & Clevenger 2005).

De forma geral a riqueza de espécies atropeladas foi baixa, como podemos observar na curva de acumulação de espécies (Figure 5), sugerindo que diversos outros organismos podem ser atropelados em rodovias. Esse resultado também foi encontrado por Braz & França (2016) na mesma região e com maior esforço amostral, além de Souza e colaboradores (2015), em um estudo de atropelamentos de anfíbios, que também possuiu maior esforço amostral que o presente estudo.

A taxa de atropelamentos encontrada é considerada alta em relação a estudos realizados no Brasil e no Cerrado (Brum *et al.*, 2016; Cunha *et al.*, 2010; Cherem *et al.*, 2007). Também encontrei valores similares ao presente estudo (Turci & Bernarde, 2009; Rosa & Mauhs, 2004). A alta taxa pode ser explicada pelo *status* de conservação da área onde o estudo foi realizado, já que a diferença de atropelamento entre áreas não protegidas e unidades de conservação já foi observada (Garriga *et al.*, 2012).

Este estudo apresentou uma riqueza muito menor de espécies quando comparado ao estudo realizado por Braz & França (2016), porém a taxa de atropelamento (0,08 ind./Km/ano) se assemelha à taxa encontrada pelos autores (0,096 ind./km) que utilizaram um maior esforço amostral, devido à maior extensão da rodovia e duração de três anos. Essa taxa convertida em taxa anual, que é o tempo em que o atual estudo foi realizado, seria comparativamente muito menor (0,032 ind./Km/ano)

O aumento nas taxas de atropelamento pode estar relacionado à modernização e à pavimentação das rodovias, que proporcionam um aumento na velocidade dos veículos (Orlowsky & Nowak, 2006). No período do estudo de Braz & França (2016), entre 2003 e 2006, a rodovia GO-239 possuía um longo trecho não pavimentado, além de outras melhorias na qualidade do asfalto da GO-118, que podem ter contribuído para o aumento nos atropelamentos registrados no presente estudo.

Um estudo realizado na GO-239 (Ribeiro, 2016) também registrou menor taxa de atropelamento de vertebrados (0,043 ind./km). Em 2017, após o estudo de Ribeiro (2016), foram construídos redutores de velocidade (“lombadas”) como medida mitigadora de atropelamentos. Como amostréi após a instalação desses redutores, suponho que a sua efetividade não é satisfatória.

Os atropelamentos no trecho estudado foram significativamente maiores na estação chuvosa quando analisados para os vertebrados como um todo. Esse resultado também é registrado em outros estudos no Cerrado, no Brasil e em outros países (Fraga, 2018; Garriga *et al.*, 2017; Miranda *et al.*, 2017; Braz & França, 2016; Coelho, *et al.*, 2008; Forman & Alexander, 1998; Pinowski, 2005; Smith & Dodd, 2003) e pode estar relacionado à maior disponibilidade recursos alimentares e maior movimentação dos animais (Batalha & Martins, 2004; Dalponte & Lima, 1999). O período reprodutivo de diversos animais do Cerrado ocorre na estação chuvosa, ocasionando maior movimentação em busca de parceiros sexuais (Oliveira, 1991; Oliveira & Gibbs, 2002; Oliveira & Marquis 2002). Além disso, a migração de aves no período chuvoso pode acarretar maiores taxas de atropelamentos (Oliveira & Marquis 2002).

Apesar da taxa de atropelamento ser maior na chuva para todos os grupos, essas diferenças estão claramente relacionadas aos registros de anfíbios e aves. Anfíbios e aves se reproduzem, de modo geral, durante o período chuvoso, o que afeta a sua movimentação (Oda *et al.*, 2009; Braz, 2008; Bastos, 2005; Oliveira & Gibbs, 2002; Oliveira & Marquis 2002; Ainchinger 1987, Gascon 1991). Aves também são mais ativas no período chuvoso devido à disponibilidade de recursos (Batalha & Martins, 2004; Oliveira & Marquis 2002), combinada movimentos migratórios na estação chuvosa (Machado & Silveira, 2010).

A única espécie que respondeu significativamente à sazonalidade foi a *Rhinella diptycha*. Outros estudos também registaram maior abundância da espécie na estação chuvosa (Fraga, 2018; Braz & França, 2016). É relatado, também no Brasil, efeitos negativos de ferrovias (Dornas *et al.*, 2019) sobre anfíbios do gênero *Rhinella*, mostrando que empreendimentos lineares podem ser responsáveis pelo declínio populacional dessas espécies.

Todos os registros de *Crotalus durissus*, segunda espécie mais atropelada, ocorreram na transição das estações. A maior atividade de deslocamento das cascavéis é relacionada a climas quentes com baixa precipitação, associado a períodos de transição entre seca e chuva no Cerrado (Tozetti, 2007; Solórzano & Cerdas, 1988), possível motivo para a espécie não ter apresentado associação com a sazonalidade, já que não foram considerados os períodos de transição.

Poucos estudos relatam os efeitos do volume do tráfego (Rosa, 2012; Bager *et al.*, 2007) e do turismo em unidades de conservação nos atropelamentos de animais silvestres (Bager *et al.*, 2007). Demonstrei uma relação inversa entre o número de atropelamentos e o número de visitantes do PNCV e que este tem maior efeito na estação seca, onde temos maior visitação.

Comportamento semelhante, onde rodovias com menor tráfego tiveram maior número de atropelamentos já foi relatado para répteis (Meek, 2009), mamíferos (Rosa *et al.*, 2018, Husby & Husby, 2014; Rosa & Bager, 2013) e aves (Bautista *et al.*, 2004). Esse resultado pode ser explicado pelo comportamento de certas espécies ou indivíduos em evitarem a rodovia devido à perturbação do ambiente causada pelos ruídos, luzes, presença de asfalto e até mesmo a visualização dos veículos pelos animais (Jaeger *et al.*, 2005). Pequenos mamíferos também podem evitar as estradas (Rosa *et al.*, 2018).

Ainda que esse comportamento evite a mortalidade direta da fauna, esses efeitos podem ser prejudiciais para os organismos, pois as rodovias se tornam barreiras para as espécies em busca de recursos, interferindo inclusive no fluxo gênico das espécies tornando-se para algumas espécies barreiras físicas (Rosa *et al.*, 2018; Rosa & Bager, 2013, Forman & Alexander, 1998). Além disso, a mudança do comportamento dos animais em relação à presença humana e sua interferência no ambiente podem ter impactos mais negativos do que a presença do predador natural para algumas espécies, causando maior uso do tempo para vigilância, menor forrageamento e estresse (Ciuti *et al.*, 2012; Laundré *et al.*, 2010).

As características da estrutura física das rodovias são temas de poucos estudos, mas já foram encontradas importantes variáveis que influenciam no número de indivíduos atropelados. A largura da rodovia pode ter papel importante nos atropelamentos das aves e a capacidade dos indivíduos que utilizam as margens das rodovias em identificar e evitar riscos pode ser determinante na habilidade em fugir em direção oposta ou decidir cruzar a pista (Husby & Husby, 2014). Para os répteis a largura das rodovias também pode ser importante para explicar o número de atropelamentos e pode estar associada ao tamanho destes animais (Meek, 2009). Além de estudos que denstam através da sinalização horizontal da rodovia que os atropelamentos ocorrem em locais de menor visibilidade para o condutor (Valadão *et al.*, 2018).

Não encontrei efeitos da sinuosidade ou inclinação das rodovias no atropelamento de vertebrados. Apesar dessa ausência de efeitos, a frequência em que os atropelamentos ocorreram em pistas retas e inclinadas sugere que estas características devem ser mais investigadas, com maior esforço amostral ou outros métodos de amostragem.

Não foi possível encontrar padrões da paisagem que expliquem os locais de atropelamento das aves. Braz & França (2016) encontraram forte associação entre ambientes de pastagem e atropelamento de aves. Outros estudos mostram que os atropelamentos das aves estão associados a zonas de agricultura intensiva e que a maior taxa de atropelamento foi de espécies granívoras, o que também pode estar associado aos recursos presentes na rodovia (Fraga, 2018).

Os anfíbios apresentaram dois pontos de agrupamento relevantes, que determinaram *hotspots* de atropelamentos para este grupo. Os dois pontos são adjacentes e se encontram muito próximos da área urbana da cidade de Alto Paraíso de Goiás. A quase totalidade dos anfíbios atropelados pertence à espécie *Rhinella diptycha*, uma espécie oportunista que pode se beneficiar de ambientes artificiais e antropizados, como represas (Cunnington *et al.*, 2014; Coelho, *et al.*, 2012; Stuart *et al.* 2008, Norman, 2008). Desta forma, o número de registros de atropelamentos da espécie próxima à cidade não é inesperado. Não obstante, a localidade encontrada neste trabalho representa um alto número de atropelamentos em relação a todo o estudo e demonstra que estes pontos também necessitam de medidas mitigadoras.

Apesar dos anuros da Chapada dos Veadeiros habitarem uma grande quantidade de áreas de vegetação aberta, essas espécies são sensíveis a alterações ambientais como a rodovia, enquanto a *Rhinella diptycha* é conhecida por ser uma espécie comum tanto em áreas abertas e matas de galeria do Cerrado, quanto em ambientes altamente antropizados (Santoro & Brandão, 2014). Essa espécie se reproduz em águas paradas ou com pouca movimentação (Santoro & Brandão, 2014), característica presentes devido às poças temporárias formadas nas caixas de empréstimo e dos cursos d'água próximos às rodovias no local de estudo. Além disso, a presença de áreas abertas em borda de mata podem aumentar a abundância de anfíbios habitat-generalistas (Pombal Jr, 1997).

Não foi possível determinar *hotspots* para a classe Squamata, mas os pontos de atropelamento mostraram forte associação em ambientes com menor proporção de fragmentos de matas. A maior parte dos registros de répteis foi de serpentes (n=23). As serpentes da Chapada dos Veadeiros são mais associadas a formações abertas, incluindo ambientes de pastagem e agricultura (França & Braz, 2013). Tendo em vista que apenas uma espécie registrada é habitat-especialista em matas (*Philodryas olfersii*) (Mesquita *et al.*, 2013), que o maior número de registros foi de espécies habitat-generalistas (*Crotalus durissus*, *Philodryas nattereri* e *Philodryas patagoniensis*) (França & Braz, 2013; Mesquita *et al.*, 2013; Pontes, 2007; Sazima & Haddad, 1992) e que todos os outros registros são de serpentes especialistas em áreas abertas (França & Braz, 2013; Mesquita *et al.*, 2013; Leite, 2007; Sazima & Haddad, 1992), podemos afirmar que os atropelamentos ocorrem em áreas com menor proporção de mata devido à maior ocupação dos outros habitats pelas espécies registradas.

O uso das rodovias por essas serpentes para se locomover, termorregular e forragear já foram descritos na literatura (Mesquita *et al.* 2013; Coffin, 2007; Bernardino & Dalrymple 1992). De certa forma, para a maioria das espécies registradas no presente estudo, as rodovias se tornam ambientes abertos em meio à vegetação e isto pode favorecer esses animais na busca por recursos, ao mesmo tempo em que aumenta o risco de atropelamentos.

É importante ressaltar também que *Crotalus durissus* é encontrada em áreas degradadas e desmatadas. É sabido que esta espécie se beneficia de ambientes assim, que podem favorecer seus indivíduos na localização presas, por exemplo (Sazima, 1992; Sazima & Haddad, 1992). Desta forma, as alterações ambientais causadas pela rodovia podem atrair a *Crotalus durissus*.

Foram gerados *hotspots* para as aves, porém as localidades dos atropelamentos não mostraram associações com padrões da paisagem. Estudos relatam que rodovias promovem recursos para aves, como poleiros, grãos derramados por caminhões e que para algumas espécies podem favorecer o forragimento de insetos além das sementes de gramíneas nas bordas (Hansen & Clevenger, 2005; Forman & Alexander, 1998). Talvez esse seja o maior motivo dos atropelamentos desses animais.

As florestas do Cerrado são locais que promovem muitos recursos para os animais, um dos principais, associado às matas de galeria, é a água. Apesar

de muitas aves serem habitat-especialistas, é descrito no Cerrado, que muitas espécies de áreas abertas utilizam recursos dos fragmentos florestais (Tubelis *et al.*, 2004; Bagno e Marinho, 2001). Da mesma forma, as áreas abertas também podem oferecer recursos para as espécies florestais que expandem sua área de forrageamento no período reprodutivo ou em áreas com grande densidade de savana (Tubelis *et al.*, 2004; Bagno e Marinho, 2001; Tubelis e Cavalcanti, 2001).

Todas as espécies registradas no presente estudo ocupam áreas abertas e três delas são encontradas também em bordas de mata (*Nystalus chacuru*, *Tangara cayana* e *Thamnophilus doliatus*) (Gwynne *et al.*, 2010). Desta forma, a alta movimentação das aves na paisagem pode explicar ao mesmo tempo ausência de padrões e a alta taxa de atropelamento desse grupo.

Não foi possível detectar *hotspots* para mamíferos, mas registrei a relação positiva entre os pontos de atropelamento quando há uma menor proporção de agricultura na paisagem. Mamíferos de médio e grande porte possuem extensa área de vida e muitos se movimentam em diversos tipos de vegetação, incluindo áreas de agricultura, silvicultura e pastagem (Magioli *et al.*, 2016; Martin, 2012; Bocchiglieri *et al.*, 2010; Oliveira *et al.*, 2009). Apesar deste fato, a abundância relativa e a riqueza de espécies de mamíferos são maiores em remanescentes de vegetação nativa do que em áreas alteradas (Magioli *et al.*, 2016; Martin, 2012; Bocchiglieri *et al.*, 2010; Trolle *et al.*, 2007), o que pode justificar o maior número de atropelamentos em áreas com menor proporção de agricultura. Da mesma forma, muitos estudos mostram maior atropelamento de mamíferos associado à presença de fragmentos de vegetação nativa (Braz & França, 2016; Brum *et al.*, 2016; Freitas *et al.*, 2013).

O uso do mosaico de habitats pelos vertebrados pode ser regulado pela disponibilidade de recursos do ambiente (Law & Dickman, 1998), desta forma também é possível sugerir que devido ao alto grau de preservação desta área, pode haver um menor uso da paisagem antropizada pelos mamíferos. A ausência de outros padrões da paisagem pode ser devido ao fato de espécies com hábitos mais restritos evitarem as rodovias, resultando em um menor número de atropelamentos (Rosa *et al.*, 2018).

A partir dos resultados do presente estudo e principalmente da alta taxa de atropelamento registrada, sugiro que a implantação de medidas mitigadoras

sejam realizadas com base nas possíveis causas dos atropelamentos para cada grupo de fauna atingido, como é indicado na literatura (Bissonete & Cramer, 2008; Bager *et al.*, 2007; Bagatini, 2006; Bager, 2003).

Os *hotspots* fornecem localizações seguras para a implantação de medidas mais severas que protejam os anfíbios e as aves, como redutores de velocidade (Bager, 2003), porém a manutenção de toda a rodovia deve ser uma preocupação constante, principalmente através da retirada de recursos atrativos para a fauna local, como a recuperação das áreas com caixas de empréstimo que atraem anfíbios e o acero das gramíneas que atraem as aves (Bagatini, 2006). Esses grupos devem receber atenção especial, já que somam o maior número de registros do estudo.

Não foi possível propor localidades para a implantação de medidas mitigadoras para mamíferos e répteis, mas de qualquer forma, barreiras eletrônicas de velocidade são indicadas para estas rodovias devido a sua eficácia para todos os grupos principalmente quando é associado ao efeito no número de atropelamentos pelo fluxo turístico na região e o poder coersivo que as multas de velocidade têm sobre os motoristas (Prado, *et. al.*, 2006; Malo *et al.*, 2004; Bager, 2003).

Placas educativas de alerta aos atropelamentos também são opções viáveis para essa região. Foi observado que o condutor tende a evitar os atropelamentos de serpentes quando as placas da sinalização horizontal mostram imagens das mesmas, desta forma, contemplar todos os grupos de fauna em placas pode ajudar a reduzir as ocorrências de atropelamentos (Collinson *et al.*, 2019).

7 CONCLUSÃO

Concluí através deste estudo que a taxa de atropelamentos no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros é alta em relação a outras localidades do Cerrado. Este resultado está associado à riqueza e abundância das espécies nesta localidade. As classes mais afetadas pelos atropelamentos são as aves e

anfíbios e as espécies mais abundantes foram *Rhinella diptycha*, *Crotalus durissus*, *Sicalis flaveola* e *Cerdocyon thous*.

A taxa de atropelamentos na área de estudo foi explicada pela sazonalidade, sendo que na estação chuvosa os atropelamentos ocorrem com maior frequência. Essa relação sazonal dos atropelamentos é significativa para explicar os atropelamentos das aves e anfíbios, mas ela, por si só, não explica as ocorrências para mamíferos e répteis. A sazonalidade também foi significativa para explicar os atropelamentos de *Rhinella diptycha*, fato relacionado à atividade sazonal do sapo-cururu.

O fluxo turístico do PNCV interfere nos atropelamentos de animais silvestres, mas está inversamente relacionado à taxa de atropelamento destes. Os efeitos sonoros e luminosos dos veículos podem afugentar os animais das rodovia. Em dias de fluxo intenso de turistas esses efeitos são mais frequentes e os eventos de atropelamento são conseqüentemente menores. O aumento no fluxo de carros associado à sazonalidade explica o menor atropelamento no período de seca, quando há maior número de visitantes.

A inclinação e a sinuosidade das rodovias, que determinam a sinalização horizontal das faixas de rodagem, não explicaram as taxas de atropelamento.

Foi possível a determinar *hotspots* na área de estudo para anfíbios e aves, porém, dada à baixa riqueza registrada neste trabalho, sugiro que estudos futuros avaliem a ocorrência de outros *hotspots* para esses e para outros grupos.

Houve associação entre o número de mamíferos atropelados e a menor proporção de agricultura na paisagem, resultado que pode ser explicado pela diferença de riqueza e abundância relativa entre ambientes antropizados e fragmentos naturais, além da alta disponibilidade de recursos que o PNCV dispõe para a fauna local. Os atropelamentos de répteis foram associados às áreas com menor proporção de matas, que foi relacionado à preferência das espécies registradas ao uso de habitats abertos, além do uso das rodovias para termoregulação e forrageamento.

Medidas devem ser aplicadas de acordo com os hábitos de cada classe taxonômica para as localidades onde foram gerados os *hotspots*. O acervo de gramíneas atrativas para as aves deve ser realizado constantemente, além da recuperação das áreas de caixas de empréstimos que se tornam poças temporárias atrativas para os anfíbios.

Devido à alta taxa de atropelamento encontrada nesta região, sugeri que medidas mitigadoras de redução de velocidade, como barreiras eletrônicas, sejam implantadas. Essas medidas protegem todos os grupos de vertebrados e se fazem necessárias principalmente devido à importância dessa área protegida para a conservação da fauna do Cerrado.

8 BIBLIOGRAFIA

- Adolph S, Porter WP (1993) Temperature, activity, and lizard life histories. *American Naturalist*. 142, 273–295.
- Antworth, R. L.; Pike, D. A. & Stevens E. E. (2005) Hit and run: effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. *Southeastern Naturalist*. 4, 647-656.
- Aichinger M. (1987) Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Oecologia*. 71(4), 583-592.
- Alvares C. A., Stape J. L., Sentelhas P. C. *et. al.* (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22(6), 711–728.
- Bagatini, T. (2006) Evolução dos índices de atropelamento de vertebrados silvestres nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF, Brasil, e eficácia de medidas mitigadoras. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade de Brasília. p. 74.
- Bager, A. (2003) Repensando as Medidas Mitigatórias Impostas aos Empreendimentos Rodoviários Associados a Unidades de Conservação - Um Estudo de Caso. In: Bager, A. (ed.) Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul. p. 223
- Bager A., Piedras S.R.N., Pereira, T.S.M. & Hobus, Q. (2007) Fauna selvagem e atropelamento - diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. In: Bager, A. (ed.). Áreas Protegidas - Repensando as Escalas de Atuação. Porto Alegre: Armazém Digital. 49-62.
- Bager A. & Fontoura V. (2012) Ecologia de Estradas no Brasil - contexto histórico e perspectivas. In: Bager, A. Ecologia de Estradas: tendências e pesquisas. 12-33.

- Bager A., Borghi C. E. & Secco H. (2015) The influence of economics, politics, and environment on road ecology in South America. In: Handbook of Road Ecology (eds R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo). 407–413.
- Bagno M.A., Marinho J. (2001) A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. In: Ribeiro, J.F., Fonseca, C.E.L., Souza-Silva, J.C. (Eds.), Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria. Embrapa. 495–528.
- Barbosa A. M., Marques J. T. & Santos S. M. *et al.* (2017) DeadCanMove: Assess How Spatial RoadKill Patterns Change With Temporal Sampling Scheme. R package version 0.5/r26.
- Batalha M.A. & Martins F.R. (2004) Reproductive phenology of the Cerrado plant community in Emas National Park (central Brazil). *Australian Journal of Botany*. 42, 149-161.
- Baston K. (2018) MuMIn: Multi-model-Inference. R *package version* 1.40.4.
- Bastos, R. P. (2005) Herpetologia no Brasil: Anfíbios do Cerrado. *Sociedade Brasileira de Herpetologia*. 2, 200-213.
- Baxter-Gilbert, J. H.; Riley, J. L.; Lesbarrères, D. & Litzgus, J. D. (2015) Mitigating reptile road mortality: fence failures compromise ecopassage effectiveness. *Plos one*. 10(3), 4-15.
- Becker, B. F. A (1977) Implantação da Rodovia Belém-Brasília e o Desenvolvimento Regional. 19º Congresso Internacional de Geógrafos Latino-Americanistas. 32-46.
- Bensusan, N. (2006) Conservação da biodiversidade em áreas protegidas. Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro.
- Bernardino FS, Dalrymple GH (1992) Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hay-okee wetlands of Everglades National Park, USA. *Biological Conservation*. 62,71–75.
- Bissonete J. A. & Adair W. (2008) Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wild-life crossings. *Biological conservation*. 141, 482-488.
- Bocchiglieri A., Mendonça A. F. & Henriques R. P. B. (2010) Composition and diversity of medium and large size mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biota Neotropica*. 10(3), 169-176.

- Bottura, G. (2016) A Convenção sobre a Diversidade Biológica e o Planejamento Sistemático para a Conservação no Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. p. 162.
- Brasil (1961) Decreto de nº 49.875 de 11 de Janeiro de 1961.
- Brasil (2000). Lei no 9.985 de 18 de Julho de 2000.
- Brasil (2017). Decreto de 5 de Junho de 2017.
- Braz V. S. (2008) Ecologia e conservação das aves campestres do bioma Cerrado. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. p. 187.
- Braz, V. S. & França, F. G. R. (2016) Wild vertebrate roadkill in the Chapada dos Veadeiros National Park, Central Brazil. *Biota Neotropica*. 16(1):e0182.
- Brum T. R., Santos-Filho M., Canale G. R. & Ignácio A. R. A. (2016) Effects of roads on the vertebrates diversity of the Indigenous Territory Paresi and its surrounding. *Brasilian Journal of Biology*. 1519, 125-133.
- Buckley, L.B. & Jetz, W. (2007) Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. *Proceedings of the Royal Society*. 274, 1167-1173.
- Cáceres N. C. *et al.* (2010) Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forrest and Cerrado) in south-western Brazil. *Sociedade Brasileira de Zoologia*. 27, 709-717.
- Cáceres N.C. (2011) Biological characteristics influence mammal roadkill in an Atlantic Forest–Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology*. 10 (2), 1–11.
- Carvalho, F. & Mira, A. (2011) Comparing annual vertebrate roadkills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research*. 57, 157–174.
- CBEE (2013) Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas. Link: <<http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro/>>. Acesso em: 22 nov. 2018.
- Charland, M. B. & Gregory P. T. (1990). The influence of female reproductive status on thermoregulation in a viviparous snake, *Crotalus viridis*. *Copeia*. 1089-1098.
- Cherem J. J., Kammers M., Ghizoni-Junior, I. R. & Martins A. (2007) Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*. 20, 81-96.

- Ciuti S., Northrup J. M., Muhly T. B. *et al.* (2012) Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *PLoS One*. 7(11), e50611.
- Clarke G.P., White P.C.L. & Harris S. (1998) Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*. 86, 117-124.
- Clevenger, A.P.; Chruszcz, B.; Gunson, K.E. (2003) Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna roadkill aggregations. *Biological Conservation*. 109: 15-26, 2003.
- Coelho I. P.; Kindel A. & Coelho A. V. P. (2008) Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal Wildlife Research*. (54), 689-699.
- Coelho I. P., Teixeira F. Z., Colombo, P., Coelho A. V. P. & Kindel, A. (2012). Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brasil. *Journal of Environmental Management*. 112, 17–26.
- Coffin A. W. (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*. 15, 396-406.
- Collinson W. J., Marneweck C. & Davies-Mostert, H. T. (2019). Protecting the protected: reducing wildlife roadkill in protected areas. *Animal Conservation*. doi:10.1111/acv.12481
- Courtenay, O. & Maffei, L. 2004. Crab-eating fox *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766). pp. 32-38. In: Sillero-Zubiri, C.; Hoffmann, M. & Macdonald, D.W. (eds.). Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. *Status survey and conservation action plan*. IUCN.
- Cunha H. F., Moreira, F. G. A. & Silva, S. S. (2010) Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 32, 257-263.
- Cunnington G. M. & Fahrig L. (2010). Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise. *Acta Oecologica*. 36(5), 463–470.
- Cunnington G.M., Garrah E., Eberhardt E. & Fahrig L. (2014) Culverts alone do not reduce road mortality in anurans. *Écoscience*. 21(1), 69-78.
- Dalponte J. C. & Lima E. S. (1999) Disponibilidade de frutos e a dieta de *Lycalopex vetulus* (Carnivora - Canidae) em um cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 22(2), 325-332.

- D'Amico M., Román J., Revilla E. (2015) Vertebrate roadkill patterns. *Biological Conservation*. 191, 234–242.
- De Lima, P. C. A. & Franco, J. L. A. (2014) As RPPN como estratégia para a conservação da biodiversidade: O caso da Chapada dos Veadeiros. *Sociedade & Natureza*. 26 (1), pp. 113-125.
- Dias, L.B. (2004) Vertebrados de uma área de cerrado no Distrito Federal: importância de sua conservação. Congresso Brasileiro de Zoologia, p. 446.
- Dornas R.A.P, Teixeira F.Z., Gonsioroski G. & Nóbrega, R.A.A. (2019) Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. *Science of the Total Environment*. 660, 493–500.
- Erhart S. & Palmeira E. M. (2006) Análise do Setor de Transportes. Observatório de la Economía Latinoamericana. *Pelotas: Economía do Brasil*. 71, 1-6.
- Eigenbrod F., Hecnar S. J. & Fahrig L. (2009) Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society, Wolfville*. 14 (1), 1-18.
- Eiten, G. (1972) The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*. 38, 201-327.
- Epps C. W., Palsboll, P. J., Wehausen J. D., Roderick, G. K. *et al.* (2005) Highways block gene flow and cause rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*. 8(10), 1029–1038.
- Erickson W.P., Johnson G.D. & Young D.P. J. (2005) A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR. 191, 1029–1042.
- Erritzoe J., Mazgajski T.D. & Rejt L. (2003). Bird casualties on European roads – A review. *Acta Ornithol.* 38, 78–93.
- Espinosa A., Serrano, J. A. & Montori, A. (2012) Incidence of roadkills on vertebrates within the Valle de El Paular LICCuenca del río Lozoya y Sierra North. *Munibe*. 60, 209–236.
- ESRI (2016) ArcGIS Desktop: Release 10.4. Redlands, CA: *Environmental Systems Research Institute*.
- Findlay, C. S. & Houlihan J. (1997) Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*. 11(4), 1000-1009.
- Forman R.T.T. & Alexander, L.E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29, 207-231.

- Forman R.T.T. (2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*. 14, 31-35.
- Forman, R.; Sperling, D.; Bissonette, J. (2003) Road Ecology: science and solutions. Island Press, Washington, DC.
- Fraga, L. P. (2018) Aspectos ecológicos e espaciais da fauna silvestre atropelada na APA do Pouso Alto, Chapada dos Veadeiros. Universidade de Brasília. Especialização em sociobiodiversidade e sustentabilidade no Cerrado. p. 53.
- França F. G. R. & Braz V. S. (2013) Diversity, activity patterns, and habitat use of the snake fauna of Chapada dos Veadeiros National Park in Central Brazil. *Biota Neotropica*. 13(1), 74-85.
- Françoso R.D., Brandão R.A., Nogueira C.C. *et al.* (2015) Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & Conservação*. 13 (15), 35-40.
- Freitas S.R., Souza C.O.M. & Bueno, C. (2013) Effects of Landscape Characteristics on Roadkill of Mammals, Birds and Reptiles in a Highway Crossing the Atlantic Forest in Southeastern Brazil. International Conference on Ecology and Transportation. Conference paper. p. 11.
- Garriga N., Santos, X., Montory A., Richter-Boix, A., Franch M. & Llorente G.A. (2012) Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation*. 21, 2761–2774.
- Garriga N., Franch M., Santos X., Montori A. & Llorente G. A. (2017) Seasonal variation in vertebrate traffic casualties and its implications for mitigation measures. *Landscape and Urban Planning*. 157, 36–44.
- Gascon C. (1991) Population and community – level analysis of species occurrences of central Amazonian rain forest tadpoles. *Ecology*. 72(5), 1731- 1746.
- Gaston K., Charman K., Jackson S. *et al.* (2006) The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. *Biology Conservation* 132, 76–87.
- Gotelli N.J. & Colwell R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4(4), 379-391.

- Graves B. M. & Duvall D. (1993). Reproduction, rookery use, and thermoregulation in free-ranging, pregnant *Crotalus v. viridis*. *Journal of Herpetology*. 33-41.
- Gwynne J., Ridgely R. S., Tudor G. & Argel M. (2010) Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado. *Wildlife Conservation Society*. 1, 322.
- Halfwek W. (2011) Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology*. 48, 210-219.
- Hansen M.J. & Clevenger A.P. (2005) The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*. 125(2), 249-259.
- Hunke P. *et al.* (2014) Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil. *Geoderma Regional*. 4, 31-43.
- Husby A. & Husby M. (2014) Interspecific analysis of vehicle avoidance behavior in birds. *Behavioral Ecology*. 25(3), 504–508.
- ICMBIO (2009) Plano de Manejo Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Brasília, p. 252.
Link:<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2081-parna-da-chapada-dos-veadeiros>
- ICMBIO (2017) Acesso à informação: Incêndio na Chapada dos Veadeiros. Link: <http://www.brasil.gov.br/noticias/meio-ambiente/2017/10/incendio-na-chapada-e-controlado-e-equipes-comecam-a-deixar-a-regiao>
- ICMBIO (2018) Unidades de conservação no Cerrado brasileiro. Link: <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado>.
- Jaeger J. A. G., Bowman J., Brennan J. *et al* (2005) Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*. 185, 329–348.
- Juarez, K. M. & Marinho-Filho J. (2002) Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. *Journal of Mammalogy*. 83(4), 925-933.
- Kaiser K. & Hammers J. L. (2009) The effect of anthropogenic noise on male advertisement call rate in the neotropical tree frog, *Dendropsophus triangulum*. *Behaviour, Leiden*. 146, 1053-1069.

- Kaiser K. (2011) When sounds collide: the effect of anthropogenic noise on a breeding assemblage of frogs in Belize, Central America. *Behaviour Leiden*. 148, 215-232.
- Klauber L.M. & Greene, H.W. (1997) Rattlesnakes: their habits, life histories, and influence on mankind. University of California Press.
- Kindt R. & Coe R. (2005) Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. *World Agroforestry Centre (ICRAF)*. 92, 9059-179.
- Klink C. A. & Machado R. B. A (2005) conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade. *Conservação Internacional*. 1, 1.
- Langen T. A., Gunson, K. E., Scheiner C. A. & Boulterice J. T. (2012) Road mortality in freshwater turtles: identifying causes of spatial patterns to optimize roadplanning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*. 21, 3017–3034.
- Laundré, J. W., Hernández, L., & Ripple, W. J. (2010) The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *Open Ecology Journal*. 3, 1-7.
- Law B. S. & Dickman C. R. (1998) The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity & Conservation*. 7(3), 323-333.
- Leite P.T.; Nunes S.F. & Cechin S.Z. (2007) Dieta e uso do habitat da jararaca-do-brejo, *Mastigodryas bifossatus* Raddi (Serpentes, Colubridae) em domínio subtropical de Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(3):729-734.
- Lesbarrères D. & Fahrig L. (2012) Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know, *Ecology and Evolution*. 27, 374–380.
- Lima P.C.A. & Franco J.L.A. (2014) As RPPNs como estratégia para a conservação da biodiversidade: O caso da Chapada dos Veadeiros. *Sociedade e Natureza*. 26(1), 113-125.
- Machado E. & Silveira L.F. (2010) Geographical and seasonal distributions of the seedeaters *Sporophila bouvreuil* and *Sporophila pileata* (Aves: Emberizidae). *Papeis Avulsos Zoologia*. 50, p. 32.
- Magioli M., Ferraz K. M. P. M. B., Setz E. Z. F. *et al.* (2016) Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and

- fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research*. 62(4), 431-446.
- Malo J. E., Suárez F. & Díez A. (2004) Can we mitigate animal–vehicle accidents using predictive models?. *Journal of Applied Ecology*. 41, 701–710.
- Margules C.R., Pressey, R.L. & Williams, P.H. (2002) Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal Bioscience*. 27, 309–326.
- Marinho-Filho J., Machado R.B. & Henriques R.P.B. (2010). Evolução do conhecimento e da conservação do Cerrado brasileiro. In Cerrado - conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação. (I.R. Diniz, J. Marinho-Filho, R.B. Machado & R.B. Cavalcanti, eds.). Editora UnB, Brasília. p. 13-32.
- Martin P. S., Gheler-Costa, Lopes P. C. *et al.* (2012) Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*. 282, 185-195.
- Maschio G. F., Santos-Costa M. C., & Prudente A. L. (2016). Road-kills of snakes in a tropical rainforest in the central Amazon basin, Brazil. *South American Journal of Herpetology*. 11(1), 46-54.
- Mazerolle M. J., HUOT M. & GRAVEL, M. (2005) Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica*. 61(4), 380-388.
- McMahon, T. A., Rohr, J. R., & Bernal, X. E. (2017). Light and noise pollution interact to disrupt interspecific interactions. *Ecology*. 98(5), 1290-1299.
- Meek R. (2009) Patterns of reptile road-kills in the Vendée region of western France. *Herpetological Journal*. 19, 135–142.
- Mesquita P. C. M. D., Passos D. C., Borges-Narjosa D. M. & Cechin S. Z. (2013) Ecologia e história natural das serpentes de uma área de Caatinga no nordeste brasileiro. *Papeis Avulsos Zoologia*. 53, 8-12.
- MMA (2007) Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA Nº 9. Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- Moore J. L., Balmford A., Brooks T. *et al.* (2003) Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology*. 17, 207–218.

- Mungoloy K. J & Chape S. (2003) Protected areas and biodiversity: an overview of key issues. *Convention on Biological Diversity (CBD)*.
- Myers N., Mittermier R.A., Mittermier, C.G. *et al.* (2000) Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. *Nature*. 403, 853–858.
- Namba, T., Umemoto, A. & Minami, E. (1999). The Effects of Habitat Fragmentation on Persistence of Source–Sink Metapopulations in Systems with Predators and Prey or Apparent Competitors. *Theoretical Population Biology*. 56(1), 123–137.
- Nelbold T. *et al.* (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*. 520, 45-50.
- Norman D. R. (1994). Anfíbios y Reptiles del Chaco Paraguayo: Amphibians and Reptiles of the Paraguayan Chaco. Private printing.
- Oda F.H., Bastos R.P. & Lima M.A.C.S. (2009) Anuran assemblage in the Cerrado of Niquelândia, Goiás State, Brazil: diversity, local distribution and seasonality. *Biota Neotropica*. 9(4), 219-232.
- Oksanen J., Blanchet G. F., Kindt R. *et al.* (2016) Vegan: Community Ecology Package. R *package version 2.3-7*.
- Oliveira P. E. (1991) The pollination and reproductive biology of a Cerrado woody community in Brazil. University of St. Andrews.
- Oliveira P. E. & Gibbs P.E. (2002), Pollination and reproductive biology in Cerrado plant communities. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press. 203-207.
- Oliveira P.S. & Marquis R.J. (2002) The Cerrados of Brazil Ecology and natural history of a neotropical savanna. *Columbia University Press, New York*.
- Oliveira V.B., Câmara E.M.V.C. & Oliveira L.C. (2009) Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Mastozoologia Neotropical*. 16(2), 355-364.
- Orlowsky, G. & L. Nowak (2006) Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of south-western Poland. *Polish Journal of Ecology*. 54, 283-294.
- Parris K. M. & Schneider A. (2009) Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society*. 14, 1-23.

- Peres, C.A., (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*. 14, 240–253.
- Pinowski, J. 2005. Roadkills of Vertebrates in Venezuela. *Revista Brasileira de Zoologia*. 22, 191-196.
- Pivello V. R., Shida C. N. & Meirelles S. T. (1999). Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation*. 8(9), 1281-1294.
- Pombal Jr. J.P. (1997). Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 57(4),583-594.
- Pontes G. M. F. (2007) Dieta de *Philodryas patagoniensis* (Serpentes: Colubridae), no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado- PUCRS. p. 24.
- Prada C.S. (2004) Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do Estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise dos fatores envolvidos. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos. 147p.
- Prado T. R., Ferreira A. A. & Guimarães Z. F. S. (2006) Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 28(3), 237-241.
- Primack R. B. & Rodrigues E. (2006) *Biologia da Conservação*. Londrina: Editora Planta. p. 328.
- R Core Team (2017) R: A language na environment for statistical computing. R Foudation for Statistical Computing.
- Ramp D., Wilson V. K. & Croft D. B. (2006) Assessing the impact of roads inperi-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*. 129,348–359.
- Reijnen, R., Foppen, R. & Meeuwsen, H., (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation*. 75, 255–260.
- Reijnen, R., Foppen, R., Veenbaas, G. (1997) Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity Conservation*. 6, 567–581.

- Rezini, J.A. (2010) Atropelamento de mamíferos em rodovias do leste dos Estados do Paraná e Santa Catarina, Sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná. p. 50.
- Rheindt, F. E. (2003) The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology*. 144, 295-306.
- Ribeiro, T. R. S. (2016) Influências da pavimentação de rodovias em índices de atropelamento de fauna: o caso da rodovia GO-239 em Alto Paraíso de Goiás. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Humanas da Universidade de Brasília. 122 p.
- Ripley B. D. (1976) The second-order analysis of stationary point processes. *Journal of Applied Probability*. 13(2), 255-266.
- Roe, J. H., Gibson J. & Kingsbury B. A. (2006) Beyond the wetland border: estimating the impact of roads for two species of water snakes. *Biological Conservation*. 130, 161-168.
- Romin L. A. & Bissonete J. A. (1996) Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir. *Great Basin Naturalist*. 56(1), 1–11.
- Rosa A. O. E Mauhs J. (2004) Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS-040. *Caderno de Pesquisa Série Biologia*. 16(1), 35-42.
- Rosa C. A. & Bager A. (2012) Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*. 97, 1-5.
- Rosa C. A. & Bager, A. (2013) Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads in vertebrates. *Oecologia Australis*. 17 (1), 208-221.
- Rosa C. A., Secco H., Carvalho N. *et al.* (2018) Edge effects on small mammals: Differences between arboreal and ground-dwelling species living near roads in Brazilian fragmented landscapes. *Austral Ecology*. 43, 117–126.
- Rudolph C, Burgdorf S, Conner R, Schaefer R (1999) Preliminary evaluation of the impact of roads and associated vehicular traffic on snake populations in eastern Texas. In: Evink GL, Garrett P, Zeigler D (eds) Proceedings of the third international conference on wildlife ecology and transportation. Florida Department of Transportation, Tallahassee. 129–136.
- Rytwinski T. & Fahrig L. (2013) Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia*. 173, 1143–1156.

- Sant'Anna SS, Abe AS (2007) Diet of the rattlesnake *Crotalus durissus* in southeastern Brazil (Serpentes, Viperidae). *Stud Neotrop Fauna*. 42(3), 169–174.
- Santoro G.R.C.C. & Brandão R.A. (2014) Reproductive modes, habitat use, and richness of anurans from Chapada dos Veadeiros, Central Brazil. *North Western Journal of Zoology*. 10, 365–373.
- Santos L.R. & Cavalcanti (2004) R.B. Revisão de estudos sobre a dispersão de fauna em paisagens fragmentadas de Cerrado para modelos de simulação. In: Anais Congresso Brasileiro de zoologia. p. 445.
- Santos X., Llorente G. A., Montori A. *et al.* (2007) Evaluating factors affecting amphibian mortality on roads: the case of the Common Toad *Bufo bufo*, near a breeding place. *Animal Biodiversity and Conservation*. 30(1), 97–104.
- Santos S. M., Carvalho F. & Mira A. (2011) How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *Plos one*. 6(9), e25383.
- Santos S. M., Marques J. T., Lourenço A., *et al.* (2015), Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: implications for survey design. *Journal of Environmental Management*. 162, 87–95.
- Santos R. A. L., Santos S. M., Santos-Reis M., Picanço F. A. *et al.* (2016) Carcass Persistence and Detectability: Reducing the Uncertainty Surrounding Wildlife-Vehicle Collision Surveys. *Plos One*. 11(11), e0165608.
- Santos R. A. L., Ascensão F., Ribeiro M. L. *et al.* (2017) Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 15, 56–60.
- Santos R. A. L., Mota-Ferreira M., Aguiar L. M. S. & Ascensão F. (2018) Predicting wildlife road-crossing probability from roadkill data using occupancy-detection models. *Science of the Total Environment*. 642, 629–637.
- Santos R. A. L. & Ascensão (2019) Assessing the effects of road type and position on the road on small mammal carcass persistence time. *European Journal of Wildlife Research*. 65(8).

- Sazima I. (1992) Natural history of the jararaca pitviper, *Bothrops jararaca*, in southeastern Brazil. In *Biology of the Pitvipers*. Edited by Campbell JA, Brodie ED. Texas: Selva. 199–216.
- Sazima I, Haddad C. F. B. (1992) Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In *História natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*. Campinas: Unicamp e Fapesp. 212–326.
- SECIMA (2016) Secretaria de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos, Governo de Goiás. Plano de Manejo da APA de Pouso Alto. p. 336.
- Seiler A. & Helldin J. O. (2006) Mortality in wildlife due to transportation. In: Davenport, j. & Davenport J. L. *Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* p. 165-190.
- Silva D.C.B., Segalerba, M.D.B. & Brandão, R.A., (2016) A Representatividade das reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) no entorno do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Estado de Goiás, Brasil. *Heringeriana*. 9(2), 64-78.
- Silva J. F., Farinãs M. R., Felfili, J. M. & Klink, C. A. (2006) Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. *Journal of biogeography*. 33, 536-548.
- Simon M. F. & Proença C. (2000) Phytogeographic patterns of *Mimosa* (Mimosoideae, Leguminosae) in the Cerrado biome of Brazil: An indicator genus of high-altitude centers of endemism? *Biological Conservation*. 96, 279-296.
- Slater F.M. (2002) An assessment of wildlife road casualties - The potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Ecology*. 3, 33–42.
- Smith, L.L.; Dodd Jr, C.K. 2003. Wildlife mortality on U.S. highway 441 across paynes prairie, Alachua County, Florida. *Florida Scientist*. 66(2): 128-140.
- Smith-Patten, B. D. & Patten, M. A. (2008) Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. *Environmental Management*. 41, 844–852.

- Solórzano A. & Cerdas L. (1988) Biología reproductiva de la cascabel Centroamericana *Crotalus durissus durissus* (Serpentes: Viperidae). *Herpetológica*. 45(4), 444-450.
- Souza A.M., Pires, R.C., Borges, V.S. & Eterovick, P.C. (2015) Road mortality of the herpetofauna in a Cerrado ecosystem, central Brazil. *The Herpetological Journal*. 25(3), 141-148.
- Stuart S., Hoffmann M., Chanson, J., *et al.* (2008) Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, IUCN, and Conservation International, Barcelona, Spain; Gland, Switzerland; and Arlington, Virginia, USA.
- Svancara, L.K., Brannon, J.R., Scott, M., *et al.*, (2005) Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs. *Bioscience*. 55, 989–995.
- Taylor B. D. & Goldingay R. L. (2010) Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife. *Australia Wildlife Research*, 37,320–331.
- Teixeira F.Z.; Coelho A.V.P., Esperandio I.B. & Kindel, A. (2013a) Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157, 317–323.
- Teixeira, F.Z., Coelho I.P., Esperandio, I.B. *et al.* (2013b) Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? *Oecologia Australis*. 17, 36–47.
- Tozetti, A. M. (2006) Uso do ambiente, atividade e ecologia da cascavel (*Crotalus durissus*) na região de Cerrado na região de Itirapina, SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. p. 93.
- Trolle M., Bissaro M.C. & Prado H.C. (2007) Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity Conservation*. 16(4), 1205-1211.
- Trombulak S. C & Frissel C. A. (2000) Review of ecological effect of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14, 18-30.
- Tubelis, D.P. & Cavalcanti, R.B. (2001). Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. *Ornitologia Neotropical*. 12, 57–73.
- Tubelis, D. P., Cowling, A., & Donnelly, C. (2004). Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biological Conservation*. 118(3), 353–364.

- Turci L. C. B. & Bernard P. S. (2009) Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. *Biotemas*. 22, 121-127.
- Valadão M., Bastos L.F. & Castro C.P. (2018) Atropelamentos de vertebrados silvestres em quatro rodovias no Cerrado, Mato Grosso, Brasil. *Multi-Science Journal*. 1(12) 62-74.
- Valdujo, P.H., 2012. Diversidade e distribuição de anfíbios no Cerrado: Papel dos fatores históricos e dos gradientes ambientais. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade de São Paulo. p. 189.
- Vasconcelos E. A. (2000) Transporte urbano em desenvolvimento: reflexões e propostas. São Paulo: Annablume. p. 282.
- Venter O., Fuller R.A., Segan D.B. *et al.* (2014). Targeting global protected area expansion for imperiled biodiversity. *PLoS Biology*. 12, e1001891.
- WDPA (2016) World Database on Protected Areas. Disponível em: <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database-protected-areas>.
- Woods J.G. & Munro R.H. (1996). Roads, rails and the environment: wildlife at the intersection in Canada's western mountains. Transportation related wildlife mortality seminar. 47-54.
- Zar, J.H. (1999) Biostatistical analysis. 4th ed. *New Jersey: Prentice Hall*. p.938.
- Zug G. R., Vitt L. J. & Caldwell J. P. (2001) Herpetology, an introductory biology of amphibians and reptiles. *London: Academic*. 630 p.
- Zuur N. *et al.* (2009) Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. *Journal of Statistical Software*. 32(1), 567-598.
-

9 ANEXOS

- I) Espécies mais afetadas pelos atropelamentos
- II) Espécies Vulneráveis (MMA)
- III) Seleção de modelos (Paisagem - Anfíbios)

- IV) Seleção de modelos (Paisagem - Répteis)
- V) Seleção de modelos (Paisagem - Aves)
- VI) Seleção de modelos (Paisagem - Mamíferos)

Anexo I



Rhinella diptycha (Cope, 1862)



Sicalis flaveola (Linnaeus, 1766)



Crotalus durissus (Linnaeus, 1758)



Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)

Anexo II



Crysocyon brachyurus (Illiger, 1815)



Lycalopex vetulus (Lund, 1842)



Ozotoceros bezoarticus (Linnaeus, 1758)

Anexo III

Appendix 1 - Descrição dos modelos, modelos testados, valor de F e valor de p para determinar se as variáveis pasto, agricultura, campo, mata, cerrado e distância da mata mais próxima (DIST_MATAS) foram significativas para a variação no número de anfíbios atropelados na BR 010 e GO 239.

Modelos	Teste	Valor de F	Valor p
m1 < glm (n_anfíbios ~ pasto + agricultura + campo + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")			
m2 < glm (n_anfíbios ~ pasto + agricultura + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")	m1,m2	0.203	0.653
m3 < (n_anfíbios ~ pasto + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")	m2,m3	1.251	0.268
m4 < glm (n_anfíbios ~ mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")	m3, m4	1.398	0.242
m5 < glm (n_anfíbios ~ mata + dist_matas, family = "quasipoisson")	m4, m5	3.053	0.086
m6 < glm (n_anfíbios ~ mata, family = "quasipoisson")	m5, m6	2.403	0.126
m7 < glm (n_anfíbios ~ 1, family = "quasipoisson")	m6, m7	1.807	0.184

Anexo IV

Appendix 2 - Descrição dos modelos, modelos testados, valor de F e valor de p para determinar se as variáveis pasto, agricultura, campo, mata, cerrado e distância da mata mais próxima (dist_matas) foram significativas para a variação no número de répteis atropelados.

Modelos	Teste	Valor de F	Valor p
m1 < glm (n_ répteis ~ pasto + agricultura + campo + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")			
m2 < glm (n_ répteis ~ agricultura + campo + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")	m1,m2	0.000	0.991
m3 < glm (n_ répteis ~ agricultura + campo + mata + dist_matas, family = "quasipoisson")	m2,m3	0.328	0.568
m4 < glm (n_ répteis ~ agricultura + campo + mata, family = "quasipoisson")	m3, m4	0.730	0.396
m5 < glm (n_ répteis ~ campo + mata, family = "quasipoisson")	m4, m5	2.090	0.153
m6 < glm (n_ répteis ~ mata, family = "quasipoisson")	m5, m6	3.314	0.074
m7 < glm (n_ répteis ~ 1, family = "quasipoisson")	m6, m7	7.530	0.008

Anexo V

Descrição dos modelos, modelos testados, valor de F e valor de p para determinar se as variáveis pasto, agricultura, campo, mata, cerrado e distância da mata mais próxima (DIST_MATAS) foram significativas para a variação no número de aves atropeladas.

Modelos	Teste	Valor de F	Valor p
m1 < glm (n_aves ~ pasto + agricultura + campo + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")			
m2 < glm (n_aves ~ pasto + agricultura + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")	m1,m2	0.000	0.997
m3 < glm (n_aves ~ pasto + agricultura + mata + cerrado, family = "quasipoisson")	m2,m3	0.309	0.580
m4 < glm (n_aves ~ pasto + mata + cerrado, family = "quasipoisson")	m3, m4	0.337	0.564
m5 < glm (n_aves ~ pasto + cerrado, family = "quasipoisson")	m4, m5	1.148	0.288
m6 < glm (n_aves ~ cerrado, family = "quasipoisson")	m5, m6	3.744	0.058
m7 < glm (n_aves ~ 1, family = "quasipoisson")	m6, m7	0.763	0.382

Anexo VI

Descrição dos modelos, modelos testados, valor de F e valor de p para determinar se as variáveis pasto, agricultura, campo, mata, cerrado e distância da mata mais próxima (DIST_MATAS) foram significativas para a variação no número de mamíferos atropelados.

Modelos	Teste	Valor de F	Valor p
m1 < glm (n_mamíferos ~ pasto + agricultura + campo + mata + cerrado + dist_matas, family = "quasipoisson")			
m2 < glm (n_mamíferos ~ pasto + agricultura + campo + mata + dist_matas, family = "quasipoisson")	m1,m2	0.447	0.507
m3 < glm (n_mamíferos ~ pasto + agricultura + mata + dist_matas, family = "quasipoisson")	m2,m3	0.528	0.470
m4 < glm (n_mamíferos ~ pasto + agricultura + mata, family = "quasipoisson")	m3, m4	0.552	0.460
m5 < glm (n_mamíferos ~ agricultura + mata, family = "quasipoisson")	m4, m5	1.082	0.303
m6 < glm (n_mamíferos ~ agricultura, family = "quasipoisson")	m5, m6	3.150	0.081
m7 < glm (n_mamíferos ~ 1, family = "quasipoisson")	m6, m7	4.850	0.031