



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS ANIMAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL  
MESTRADO EM CIÊNCIA ANIMAL

NAYARA LUANA RODRIGUES DE LIMA SÁ

**TRAÇOS FUNCIONAIS PODEM EXPLICAR UMA MAIOR VULNERABILIDADE DE  
MAMÍFEROS À ATROPELAMENTOS?**

MOSSORÓ – RN

2018

NAYARA LUANA RODRIGUES DE LIMA SÁ

**TRAÇOS FUNCIONAIS PODEM EXPLICAR UMA MAIOR VULNERABILIDADE DE  
MAMÍFEROS À ATROPELAMENTOS?**

Dissertação apresentado à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) como exigência para obtenção do título de Mestre ao Curso de Pós-Graduação em Ciência Animal.

Orientadora: Dra. Cecilia Irene Pérez Calabuig. –  
UFERSA

MOSSORÓ - RN

2018

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Biblioteca Central Orlando Teixeira (BCOT)  
Setor de Informação e Referência (SIR)

R798t	Rodrigues de Lima Sá, Nayara Luana. TRAÇOS FUNCIONAIS PODEM EXPLICAR UMA MAIOR VULNERABILIDADE DE MAMÍFEROS À ATROPELAMENTOS? / Nayara Luana Rodrigues de Lima Sá. - 2018. 47 f. : il.  Orientadora: Cecília Calabuig. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, 2018.  1. Ecologia de estradas. 2. Caatinga. 3. Semiárido. I. Calabuig, Cecília, orient. II. Título.
-------	--

Bibliotecário-Documentalista  
Nome do profissional, Bib. Me. (CRB-15/10.000)

NAYARA LUANA RODRIGUES DE LIMA SÁ

**TRAÇOS FUNCIONAIS PODEM EXPLICAR UMA MAIOR VULNERABILIDADE DE  
MAMÍFEROS À ATROPELAMENTOS?**

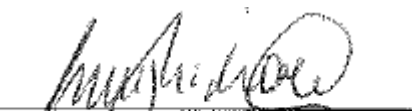
Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) como exigência para obtenção do título de Mestre ao Curso de Pós-Graduação em Ciência Animal.

Aprovação em: 31/08/2018

**BANCA EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Cecilia Calabuig

Presidente

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Michael Hincir

Primeiro membro

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Marília Danyelle Nunes Rodrigues

Segundo membro

"A morte de cada animal ou planta, de cada espécie ou ecossistema, também nos diminui." Fernando Fernandez.

## RESUMO

Um dos grupos mais comprometidos pela alteração da paisagem são os mamíferos pois, além de apresentar uma fragilidade aos impactos ambientais, muitas de suas espécies são dependentes de áreas contínuas de habitat natural. Desta forma, as estradas podem vir a funcionar como barreira para seus deslocamentos. O presente trabalho teve por objetivo verificar se traços funcionais poderiam estar influenciando a vulnerabilidade de mamíferos ao atropelamentos em estradas localizadas ao redor de uma unidade de conservação, a Estação Ecológica do Seridó, no Rio Grande do Norte. Para isso, foram levantados dados de outubro de 2014 a outubro de 2016. Foi realizado o cálculo da taxa de mortalidade nos trechos selecionados, utilizando um modelo matemático simples de divisão, em seguida esse resultado foi utilizado como variável dependente e características funcionais das espécies de mamíferos atropelados como variáveis explicativas (massa corporal (g), comprimento corporal (cm), períodos de atividade (diurna, noturna, arritmica), comportamento social (solitário ou grupo), guilda trófica (carnívoros, insetívoros, frugívoros, omnívoros, herbívoros), carniça (sim ou não), substrato de forrageamento (terrestre, terrestre-arbóreo), longevidade (anos), independência alimentar (semanas), obtidas por meio da literatura especializada. Os resultados mostram que a característica que apresentou uma relação significativa com os atropelamentos foi o tipo de substrato de forrageamento, onde as espécies que tem hábito de forrageio terrestre foram as mais atropeladas.

**Palavras-chave:** Ecologia de Estradas; Mamíferos; Semiárido.

## ABSTRACT

One of the groups most affected by the alteration of the landscape is the mammals because, besides presenting a fragility to the environmental impacts, many of its species are dependent on continuous areas of natural habitat. In this way, the roads can act as a barrier to their displacements. The objective of this study was to verify if functional traits could be influencing the vulnerability of mammals to trampling on roads located around a conservation unit, Seridó Ecological Station, in Rio Grande do Norte. For that, data were collected from October 2014 to October 2016. The mortality rate in the selected sections was calculated using a simple mathematical model of division, then this result was used as a dependent variable and functional characteristics of the species of (day, night, arrhythmic), social behavior (solitary or group), trophic guild (carnivores, insectivores, frugivores, omnivores, herbivores) (forage), forage substrate (terrestrial, terrestrial-arboreal), longevity (years), food independence (weeks), obtained through the specialized literature. was the type of foraging substrate, where the species that have habit of foraging terrestrial were the ma are run over.

Keywords: Ecology of Roads; Mammals; Semi-arid.

## LISTAS DE TABELAS

Tabela 1. Unidades de Conservação no Rio Grande do Norte.....	19
Tabela 2. Traços funcionais usados para mamíferos e que foram usados como variáveis explicativas diante da taxa de atropelamento de mamíferos.....	34
Tabela 3. Espécies de mamíferos encontrados nas estradas estudadas, número de indivíduos e taxa de atropelamento.....	35
Tabela 4. Análises de GLM, relacionando a variação nas taxas de atropelamento de mamíferos e os traços funcionais.....	37



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Trechos monitorados no entorno da Estação Ecológica do Seridó.....	32
Figura 2. Média da taxa de atropelamento de espécies que forrageiam pelo substrato terrestre e espécies que são terrestres-arborícolas; espécies de hábito terrestre presentes no entorno da ESEC se destacaram em relação ao outro grupo.....	38
Figura 3. Média da taxa de atropelamento para espécies que hábitos noturnos, diurnos e arrítmica encontrados dos trechos monitorados, onde os noturno apresentam maior média.....	39
Figura 4. Média da taxa de atropelamento para animais que se alimentam (1) e que não se alimentam (0) de carniça em estradas circundantes a ESEC Seridó.....	40

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2. OBJETIVO .....</b>	<b>13</b>
2.1. GERAL .....	13
2.2. ESPECÍFICOS .....	13
<b>3. JUSTIFICATIVA .....</b>	<b>14</b>
<b>4. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>15</b>
4.1. ESTRADAS E O IMPACTO ATRAVÉS DA FRAGMENTAÇÃO .....	15
4.2. ECOLOGIA DE ESTRADAS .....	16
4.3. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA .....	17
4.4. TRAÇOS FUNCIONAIS .....	21
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>23</b>
<b>CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>30</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>30</b>
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>31</b>
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	31
2.2. AMOSTRAGEM .....	32
2.3. ANÁLISES E TRAÇOS FUNCIONAIS .....	33
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>34</b>
<b>4. CONCLUSÃO .....</b>	<b>41</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>43</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Embora sejam elementos de grande importância e de estarem diretamente relacionadas com o desenvolvimento econômico e social, as estradas tem sido responsáveis por fragmentar ambientes que antes ocupavam grandes áreas contínuas (SOUZA; ANACLETO, 2012). Durante a construção, as estradas causam uma imediata destruição de habitat. Após este impacto inicial, passam a gerar outros efeitos negativos resultando em alterações significativas na paisagem da região. É importante ressaltar que tanto o momento que antecede à construção como o posterior à ela, causam efeitos negativos no ambiente, como a mudança na vegetação, alteração nas características químicas do ambiente, modificações físicas, o favorecimento para a expansão de espécies exóticas, modificações no uso da terra e da água, alterações comportamentais na fauna e mortalidade de animais devido à colisão direta com veículos (MMA, 2002).

Apesar da problemática existente de colisões entre animais e veículos e seus efeitos negativos para populações e comunidades de vertebrados, esse assunto ainda é pouco estudado. Determinados padrões foram identificados, mas, em sua maioria, são particulares de uma espécie, população ou de uma localização geográfica. O que parece ser algo padrão é que a taxa de atropelamentos aumenta com a extensão da rodovia, com o volume do tráfego (GUNSON et al., 2011) e com o limite de velocidade máximo permitido (CHAMBERS et al., 2010).

O movimento das espécies sofre influência de fatores extrínsecos, um deles, é a configuração espacial da paisagem (BURROUGH, 1981; KOTLIAR; WIENS, 1990). Sendo assim, a presença das rodovias interfere no deslocamento natural das espécies e a morte por colisão com veículos supera a caça no que se refere à causa direta de mortalidade de vertebrados (OLIVEIRA et al., 2016). Adicionalmente, existem várias características intrínsecas, próprias de cada espécie, que podem estar relacionadas com os atropelamentos, como a sua densidade populacional, a sua velocidade de deslocamento, o tamanho de sua área de vida, os seus hábitos diários de deslocamento, o tipo de alimentação, seu comportamento reprodutivo (LAURANCE et al., 2009; DORNAS et al., 2012), como também, suas habilidades sensoriais, como por exemplo, a capacidade de visão (BELL, 1991; ZOLLNER; LIMA, 1997).

Um dos grupos mais comprometidos pela fragmentação e alteração da paisagem é o dos mamíferos (MARTIN et al., 2012), pois além de apresentarem fragilidade aos impactos ambientais, muitas espécies são dependentes de áreas contínuas de habitat natural

(PASSAMANI; FERNANDEZ, 2011) ou são dependentes de grandes áreas, devido ao seu hábito territorialista (NANTES et al., 2005). Estes, são os mais propensos a sofrerem com as alterações provenientes das atividades antrópicas, como o desmatamento e a caça, além de muitas serem consideradas espécies bandeiras para a conservação (FEIJÓ; LANGGUTH, 2013). Sendo assim, um dos grupos de vertebrados terrestres mais estudados em paisagens antrópicas é dos mamíferos (JENKINS et al., 2013). Segundo Dotta e Verdade (2007) alguns mamíferos são responsáveis pela regeneração de florestas, pois são importantes dispersores de sementes, como também, participam de diversos tipos de interações ecológicas. Deste modo, é possível ter uma maior dimensão dos impactos causados ao ecossistema pela diminuição da abundância de espécies, e em alguns casos, extinção das mesmas, já que cada espécie possui uma função na comunidade e no ecossistema.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. GERAL**

Analisar estatisticamente a relação entre diferentes traços funcionais de mamíferos e a taxa de atropelamento em estradas adjacentes à uma área importante para a conservação da biodiversidade no semiárido nordestino, a Estação Ecológica do Seridó.

### **2.2. ESPECÍFICOS**

- a) Realizar levantamento de espécies de mamíferos silvestres e domésticos atropelados em um período de 24 meses;
- b) Identificar espécies da comunidade de mamíferos que apresentem maior taxa de atropelamento.

### **3. JUSTIFICATIVA**

A construção de estradas é necessária para o desenvolvimento da sociedade, porém, representa impacto negativo para a conservação da biodiversidade, levantando algumas problemáticas, como a fragmentação de ecossistemas, o efeito barreira e o atropelamento da fauna. Esses impactos são responsáveis pelo isolamento de populações de animais, além disso, pode ocorrer uma diminuição na riqueza de espécies (ROSA; BAGER, 2012). Segundo o Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE, 2014), estima-se que cerca de 15 animais são mortos a cada segundo em estradas e rodovias do nosso país.

O conhecimento sobre aspectos ecológicos e funcionais de mamíferos terrestres de pequeno e médio porte na Caatinga ainda é muito deficiente e, devido às ações antrópicas sofridas por esse bioma, se faz necessário um estudo para compreender melhor a influência das características de história de vida das espécies e o impacto das rodovias no entorno de uma Unidade de Conservação, se os traços funcionais estão relacionados com a vulnerabilidade desse grupo, ocasionando mais atropelamentos.

## 4. REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1. ESTRADAS E O IMPACTO ATRAVÉS DA FRAGMENTAÇÃO

A fragmentação gera a perda imediata de determinadas espécies, tanto pela eliminação de forma direta nos fragmentos que restaram de habitats, como também pela reduzida densidade populacional de algumas espécies na área que foi suprimida e que gera falta de espaço apropriado para a manutenção de algumas populações (BIERREGARD, 1992). Vários estudos abordando a problemática da fragmentação vem constatando que, se comparadas a região de borda da floresta com a de interior, existe uma diferenciação na composição de espécies e estrutura da comunidade, e essa diferença, por sua vez, é conhecido como “efeito de borda” sobre uma comunidade (GODEFROID; KOEDAM, 2003).

Forman e Grodon (1986) definiram “efeito de borda” como uma modificação na composição de espécies e/ou na abundância relativa na margem de um fragmento. Como algumas consequências desse processo que acontece no sentido borda do fragmento-interior do fragmento, estão alterações na estrutura física dos fragmentos e no microclima, extinções locais e redução da heterogeneidade ambiental (MURCIA, 1995; YOUNG; MITCHELL, 1994).

A abertura de espaço para a criação de estradas fragmenta manchas e aumenta a extensão do ambiente de borda nas novas manchas formadas, permitindo que espécies antes consideradas de borda, agora tenham acesso ao ambiente de interior que anteriormente era mais isolado, como por exemplo, ave de cabeça marrom (*Molothrus ater*) e guaxinins (*Procyon lotor*), que passaram a ter acesso ao interior da mancha e foram responsáveis pela maior predação de ninhos artificiais (HOWELL et al., 2007; DONOVAN et al., 1997).

Além do efeito de borda, a fragmentação também pode funcionar como barreira. A separação de uma área por uma estrutura, ocasionando sua descontinuidade cria dificuldade para algumas populações que não conseguem transpor o objeto gerador de tal rompimento e, adicionalmente/consequentemente, ocorre o isolamento dessas populações em fragmentos menores (FAHRIG, 2003). O efeito barreira interfere no fluxo entre as manchas de habitat. Isto tem sido observado em mamíferos de todos os portes, répteis, anfíbios, aves e insetos (COFFIN, 2007).

Impacta diretamente vertebrados, como também os condutores de veículos, a colisão veicular pode causar efeitos deletérios em nível de população, como foi observado na população

de vombates (*Vombatus ursinus*). Roger et al. (2011) mostraram, através de um modelo capaz de analisar a viabilidade populacional de vombates, que os atropelamentos poderiam inviabilizar a população significativamente, quando combinados com outras ameaças naturais. Ou seja, uma população que já se encontra vulnerável, pode entrar em extinção, pois a mortalidade decorrente das colisões nas estradas pode ser um fator não natural agravante. Outro exemplo do impacto negativo das estradas sobre populações, foi observado por Halfwerk et al., (2011) o efeito direto na diminuição do sucesso reprodutivo do chapim-real (*Parus major*), provocado pelo ruído provocado pelas estradas).

Entre outras causas, a diminuição populacional de inúmeras espécies tem relação com o isolamento de fragmentos de habitats e o tempo desse isolamento, pois espécies são perdidas à medida que os fragmentos sofrem alterações físicas. Primeiramente, são perdidas as espécies que são totalmente dependentes da vegetação nativa, logo, aquelas que apresentam grandes áreas de vida, onde a relação espécie-área prediz que o número de espécies está condicionado ao tamanho da área (MCINTYRE, 1995; BROOKS et al. 2002; FERRAZ et al. 2007), e também as que possuem uma densidade populacional reduzida, levando a alterações das interações ecológicas, principalmente competição e predação. Acrescenta-se a isso, o fato de habitats menores não terem recursos para suportarem novos indivíduos, então, o isolamento comporta populações menores (PERNETTA et al., 2011).

A população de animais de vida livre sofre com o impacto negativo da fragmentação, gerada pelas estradas, inclusive, segundo alguns autores, esse impacto tem sido visto como principal fator para o risco de extinção ou agravamento no risco de extinção de algumas espécies (HENGEMÜHLE; CADEMARTURI, 2008; JORGE et al., 2013; entre outros).

#### 4.2. ECOLOGIA DE ESTRADAS

Podemos observar que os sistemas rodoviários estão constantemente em fase de expansão, de forma acelerada em áreas que anteriormente não estavam (VAN DER REE et al., 2011). São inúmeros os impactos ambientais decorrentes da dependência social por rodovias e veículos, e a ecologia das estradas tem sido pioneira em países desenvolvidos (COFFIN, 2007). Pode-se conceituar uma estrada (*Road*) como uma clareira aberta para possibilitar a passagem de veículos, ao mesmo tempo em que a ecologia (*Ecology*) estuda as interações entre organismos e ambientes.



Sendo assim, a junção de estrada (*Road*) e ecologia (*Ecology*), originou uma disciplina da ecologia, “Ecologia de Estradas” (*Road Ecology*), a partir da união de pesquisadores de diversas áreas científicas, que tem realizado muitos avanços buscando entender quais processos estão envolvidos na relação, rodovia-ambiente-biodiversidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

Segundo Oliveira et al. (2016), o atropelamento de fauna supera a caça no que se refere à causa direta de mortalidade de vertebrados. Em diversos lugares a perda de biodiversidade tem sido motivada por essas ações antrópicas e, conseqüentemente, alguns grupos funcionais de grande importância para o ecossistema estejam desaparecendo. Outros estudos também demonstram que existe diferença entre as taxas de mortalidade de acordo com a espécie, sugerindo que algumas espécies podem estar mais vulneráveis a serem atingidas por um veículo (MCCLURE, 1951; TAYLOR; GOLDINGAY, 2004; FORD; FAHRIG, 2007; BROCKIE et al., 2009; GRILO et al., 2009; BARTHELMESS; BROOKS, 2010).

No Brasil, a grande maioria dos estudos envolvendo ecologia de estradas focavam na listagem dos vertebrados atropelados, não retratando completamente a complexidade das implicações das rodovias, dificultando diálogos e ações diante da sociedade, em conjunto com os órgãos governamentais e empresas responsáveis pela administração do sistema rodoviário brasileiro (COELHO et al., 2008).

#### 4.3. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA CAATINGA

O principal instrumento para a manutenção da biodiversidade tem sido a criação de Unidades de Conservação (UC's). Essa medida, por sua vez, tem se mostrado eficiente e necessária, até que a própria sociedade seja capaz de gerenciar os recursos naturais de maneira sustentável. As UC's estão presentes em cerca de 80% dos países e cobrem 11,5% da superfície terrestre (MULONGOY; CHAPES, 2004).

A princípio, tais áreas a serem conservadas eram estabelecidas com base em critérios apenas subjetivos, levando em consideração sua beleza cênica, preservação, grau de potencialidade turística, como também, áreas de menor interesse econômico (PRESSEY et al., 1996; PRESSEY; TULLY, 1994; SCOTT et al., 2001), e assim, deixando a desejar quanto à representatividade e proteção de amostras significativas da diversidade de espécies e ecossistemas (MARGULES; PRESSEY, 2000; RODRIGUES et al., 1999; SCOTT et al., 2001).

Os critérios utilizados anteriormente para estabelecer uma Unidade de Conservação tem passado por revisões e tem sido substituídos por outros critérios mais significativos do ponto de vista biológico. Dentre eles, os padrões de distribuição da biodiversidade (representatividade taxonômica e ambiental, a diversidade de espécies, presença de organismos raros ou endêmicos), como também, as lacunas de conhecimento e vulnerabilidade têm orientado as estratégias de conservação de espécies e ecossistemas em todo o mundo (ANDO et al., 1998; BIBBY et al., 1992; LANGHAMMER et al., 2007; PRENDERGAST; EVERS HAM, 1997; RODRIGUEZ; YOUNG, 2000).

É necessário determinar uma política voltada para a conservação da biodiversidade da Caatinga quando se analisa que no bioma, existe cerca de 40 unidades de conservação, que corresponde a 7,1 da superfície total, entretanto, apenas cerca de 1,21 % desse total são unidades de proteção integral (ARAÚJO et. al., 2005) e aproximadamente 70% da Caatinga já sofreu modificações em razão das ações antrópicas. Sendo assim, parte significativa das espécies desse bioma sofrem ameaças e muitas delas ainda estão em processo de registro. Embora seja crescente o interesse em proteger e conservar a biodiversidade dos biomas brasileiros, por parte de instituições governamentais e não governamentais, as unidades de conservação existentes ainda são insuficientes, sobretudo na Caatinga (ALVES et al., 2009).

Atualmente existem 16 Unidades de Conservação federais e sete estaduais concentradas na Bahia e no Rio Grande do Norte – com a finalidade de proteger as formações de Caatinga, como também, ambientes de transição entre este e outros biomas. É importante ressaltar que apenas metade das UC's federais apresentam exclusivamente formações de Caatinga, sendo metade destas de uso sustentável e metade de proteção integral. Além disso, grande parte dessas UC's enfrenta um ou mais dos seis principais problemas identificados, sendo eles: situação fundiária não-resolvida; carência de verba destinada ao funcionamento e manutenção; funcionamento/ implementação insatisfatórios para atingir os objetivos da unidade; a caça tradicional para subsistência e também esportiva; a questão do desmatamento e retirada de lenha; e o fogo (MMA, 2002).

No Rio Grande do Norte as UC's ocupam uma área de 292.366,23 hectares, sendo 215.326,67 no ecossistema marinho (73,65%), 72.204,89 no ecossistema costeiro – Mata Atlântica, Dunas, Tabuleiro Costeiro, Manguezal – (24,70%) e apenas 4.834,67, ou 1,65%, na

Caatinga. Se considerarmos apenas as Unidades de Conservação em ecossistemas terrestres, elas ocupam uma área de 77.033,56 hectares – apenas 1,45% da área do Estado – sendo 93,72% dessa área em ambientes costeiros e apenas 6,28% na Caatinga (Tabela 1). Esses dados são intrigantes, principalmente se considerarmos que a Caatinga ocupa mais de 80% da área do Estado (BENTO et al., 2013).

**Tabela 1** – Unidades de Conservação no Rio Grande do Norte (PARNA – Parque Nacional; REBIO – Reserva Biológica; ESEC – Estação Ecológica; FLONA – Floresta Nacional; RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Nacional; PE – Parque Estadual; APA – Área de Proteção Ambiental; RDS – Reserva de Desenvolvimento Sustentável); PI – Proteção Integral; US – Uso Sustentável.

NOME DA UC	REGIME	GRUPO	ÁREA (HA)	ECOSSISTEMA
PARNA Furna Feia	Federal	PI	8.494	Caatinga, cavernas
REBIO Atol das Rocas	Federal	PI	35.326,67	Marinho, Atol
ESEC Seridó	Federal	PI	1.166,38	Caatinga
FLONA Açú	Federal	US	432,76	Caatinga
FLONA Nísia Floresta	Federal	US	174,27	Mata Atlântica
RPPN Mata Estrela	Federal	PI	2005,73	Mata Atlântica, Dunas, Lagoas
RPPN Stoessel de Brito	Federal	PI	164,64	Caatinga
RPPN Sernativo	Federal	PI	906,89	Caatinga
PE Dunas de Natal	Estadual	PI	1.172,00	Dunas, Mata Atlântica, Tabuleiro, Costeiro
APA Bonfim/Guaraíra	Estadual	US	42.000,00	Dunas, Mata Atlântica, Manguezal, Lagoas, Rios
PE Pico do Cabugi	Estadual	PI	2.164,00	Caatinga
APA Jenipabú	Estadual	US	1.881,00	Dunas, Mata Atlântica, Praias, Manguezal, Lagoas, Rios
APA Recifes de Corais	Estadual	US	180.000,00	Marinho - Recifes de Corais
APA Piquiri/Uma	Estadual	US	12.025,86	Mata Atlântica, Tabuleiro Costeiro, Mata Ciliar, Lagoas, Rios
RDS Ponta do Tubarão	Estadual	US	12.946,03	Dunas, Praias, Manguezal

O domínio ecogeográfico da Caatinga compreende uma área de cerca de 750.000 Km<sup>2</sup> sob as latitudes sub-equatorial compreendidas entre 2° 45' e 17° 21' Latitude Sul e abrange partes dos territórios pertencentes aos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Paraíba, Alagoas, Sergipe, Bahia e parte de Minas Gerais. Sua área corresponde a 54% da Região Nordeste e a 11% do território brasileiro e constitui o chamado Polígono das Secas.

E no bioma Caatinga, três áreas são consideradas pelo MMA/PROBIO como prioritárias para conservação da biodiversidade, sendo elas, serra das Almas (Ceará), Curimataú (Paraíba) e Betânia (Pernambuco) (ARAÚJO et al., 2005). E, segundo o IBAMA, aproximadamente 20 mil hectares de lenha são extraídas das matas Paraibanas. Múltiplos fatores acarretam degradação a esse bioma, entre eles, estão os cortes da vegetação nativa para retirada de lenha, como também, o desgaste do solo devido a formação de pastagens e práticas agrícolas realizadas de maneira inadequadas. Em suma, a cobertura vegetal original da caatinga se encontra em altos níveis de degradação. Sendo necessária a implantação de unidades de recuperação e preservação, tendo em vista a importância dessas áreas (ALVES et al., 2009).

A Estação Ecológica Seridó (ESEC Seridó), é uma Unidade de Conservação Federal, de pequeno tamanho (1.166,38 ha.), sendo uma das 4 ESECs nesse bioma, e a única Estação Ecológica de todo o estado do Rio Grande do Norte. Possui plano de manejo, no qual menciona como atividades conflitante: visitação, caça, pesca, presença de espécies exóticas e estrada. Tem como um dos seus objetivos específicos proteger as espécies da fauna raras e/ou ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional, como por exemplo: perereca (*Corythomantis greeningi*), ema (*Rhea a. americana*), pica-pau-anão-de-Pernambuco (*Picumnus fulvescens*), Gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrina*), mocó (*Kerodon rupestres*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), gato-morisco (*Herpailurus yagouaroundi*), guaxinim (*Procyon cancrivorous*), dentre outras.

Em geral, possui uma mastofauna registrada típica de Caatinga, levando em consideração o estado de preservação e conservação histórica da região. Um total de 25 espécies de mamíferos silvestres. Área com alterações antrópicas localizada próxima à rodovia BR-427, é constituída principalmente por espécies invasoras. A área é usada principalmente para a pecuária extensiva

de gado e caprinos. A fauna silvestre associada é representada pelas espécies mais comuns da ESEC: o cachorro do mato (*Cerdocyon thous*), mais abundantes, e duas espécies de tatus (tatu peba e tatu galinha). Também há registro de duas espécies exóticas de roedores, a ratazana (*Rattus sp*) e o camundongo (*Mus musculus*). Além das espécies coletadas através de armadilhas, foram ainda registradas o preá (*Galea spixii*), o punaré (*Thrychomys apereoides*) e o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) por observação direta, o mocó (*Kerodon rupestris*) por observação indireta (fezes) e o gambá (*Didelphis albiventris*) por informação, além de uma pele no museu da ESEC.

#### 4.4. TRAÇOS FUNCIONAIS

As características físicas, tais como tamanho, heterogeneidade e complexidade, são responsáveis por determinar quais espécies ocorrerão em um determinado habitat (ALEIXO, 2001). Embora paisagens agrícolas e fragmentadas aparentemente mantenham altos níveis de biodiversidade, é possível que alguns traços funcionais importantes em uma determinada comunidade tenham sido perdidos (MAGIOLI et al., 2016).

Os traços funcionais são definidos como aspectos mensuráveis de um organismo que interferem na sua forma de interagir com o ambiente, afetam seu crescimento, reprodução e sobrevivência, além da sua capacidade de capturar recursos. Então, os traços podem proporcionar uma relação de biodiversidade e função de ecossistema (SPEHN et al., 2005). A avaliação mais precisa do papel ecológico que as espécies possuem em diferentes habitats e não apenas a sua identificação taxonômica depende de seus traços funcionais (MAGURRAN, 2004; MCGILL et al., 2006; PETCHEY; GASTON, 2006).

Hooper et al. (2005) ressaltam que as técnicas de medição da diversidade biológica se desenvolveram em forma conjunta com o progresso teórico na união da diversidade de espécies e da função dos ecossistemas. Os estudos da função do ecossistema da biodiversidade (BEF) mostram nitidamente os traços das espécies, e não exclusivamente o número de unidades taxonômicas, conduzem em última instância as relações de BEF. Ainda, segundo Petchey e Gaston (2006), devido a esse consenso, houve um crescimento no foco na diversidade e valores de traços funcionais, que tem influência direta no funcionamento do ecossistema, como uma

forma de explicar a função dos organismos nos ecossistemas e, conseqüentemente, os impactos ecológicos que podem surgir com a ausência dos mesmos.

Um estudo realizado por Flynn et al. (2009), com título “Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa”, testou hipóteses de diversidade funcional em plantas, aves e mamíferos, influenciados pela atividade agrícola. Na análise, foi feita a compilação das espécies citadas de todos os trabalhos selecionados, de um banco de dados, e uma matriz de traços foi preenchida para cada grupo taxonômico (plantas, aves e mamíferos). Os autores definiram “traços” como um aspecto mensurável de um determinado organismo que impacta a sua interação com o ambiente, como a sua habilidade de encontrar e adquirir recursos e que, conseqüentemente, afeta a aptidão de uma espécie através dos seus efeitos sobre o crescimento, a reprodução e a sobrevivência (SPEHN et al., 2005), além disso, enfatizaram os traços que representassem as condições de uso de recursos dos indivíduos, como o tamanho do corpo, o hábito alimentar, localização e o tipo de alimento em aves e mamíferos. Como resultado, observaram que tanto para aves, como para mamíferos, o número de espécies em uma comunidade e a diversidade de características dessas comunidades diminuiriam drasticamente à medida que a intensificação do uso da terra aumentava (FLYNN et al., 2009).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO, A. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. In: ALBUQUERQUE, J. L. B; CÂNDIDO JÚNIOR, J. F; STRAUBE, F. C; ROSS, A. L. (Eds.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: Unisul, 2001. p. 199-206.

ALVES, J. J. A; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, 2009. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/caatinga/article/download/560/645>. Acesso em: 15 jan. 2018.

ANDO, A. et al. Species Distributions, Land Values, and Efficient Conservation. **Science**, v. 279, n. 5359, p. 2126-2128, mar. 1998. Disponível em: <http://science.sciencemag.org/content/279/5359/2126.long>>. Acesso em: 10 abr. 2018.

ARAÚJO, F.S; et al. (orgs). **Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005. 445 p.

BARTHELMESS, E. L; BROOKS, M. S. The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 6, p. 1611-1629, jun. 2010. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

BELL, W. J. **Searching Behaviour: The Behavioural Ecology of Finding Resources**. 1. ed. London: Chapman & Hall Animal Behaviour Series, 1991. 358 p.

BENTO, D.M.; *et al.*. Parque Nacional da Furna Feia – o parque nacional com a maior quantidade de cavernas do Brasil. In: RASTEIRO, M.A.; MORATO, L. (orgs.) CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPELEOLOGIA, 32, 2013. Barreiras. *Anais...* Campinas: SBE, 2013. p.31-43. Disponível em: [http://www.cavernas.org.br/anais32cbe/32cbe\\_031-043.pdf](http://www.cavernas.org.br/anais32cbe/32cbe_031-043.pdf)>. Acesso em: 10 dez de 2017.

BIBBY, C. J. et al. **Putting biodiversity on the map: priority Areas for Global Conservation**. Cambridge: International Council for Bird Preservation. 1992. 90 p.

BIERREGARD, R. O. et al. The biological dynamics of Tropical Rain Forest Fragments. **Bioscience**, v. 42, n. 11, p. 859-866, dec. 1992. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1312085>>. Acesso em: 11 fev. 2018.

BROCKIE, R. E; SADLEIR, R. M. F. S; LINKLATER, W. L. Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 36, n. 2, p. 124-134, mar. 2009. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1080/03014220909510147>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

BROOKS, T. M. et al. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation biology**, v. 16, n. 4, p. 909-923, aug. 2002. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>>. Acesso em: 11 mar. 2018.

BURROUGH, P. A. Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. **Nature**, v. 294, n. 5838, p. 240-242, nov. 1981. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/294240a0>> Acesso em: 18 jan. 2018.

CBEE. Centro Brasileiro de Estudos de Ecologia de Estradas. **Atropelômetro**. 2014. Disponível em: <<http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro/>>. Acesso em: 24 nov. 2017.

CHAMBERS, B. K; DAWSON, R; WANN, J; BENCINI, R. Speed limit, verge width and day length: major factors in road-kills of tammar wallabies on Garden Island, Western Australia. In: COULSON, G; ELDRIDGE, M. (Eds.). **Macropods: The Biology of Kangaroos, Wallabies and Rat-kangaroos**. Melbourne: CSIRO Publishing, 2010. p. 293-300.

COELHO, I. P et al. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, p. 689-699, jul. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>>. Acesso em: 10 jun. 2018.

COFFIN, A. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. **Journal of Transport Geography**, v. 15, n. 5, p. 396-406, sep. 2007. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

DONOVAN, T; JONES, P. W; ANNAND, E. M; THOMPSON, F. R. Variation in Local-Scale Edge Effects: Mechanisms and Landscape Context. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 2064-2075, oct. 1997. Disponível em: <[https://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[2064:VILSEE\]2.0.CO;2](https://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[2064:VILSEE]2.0.CO;2)>. Acesso em: 15 fev. 2018.

DORNAS, R. A. P. et al. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: BARGER, A. **Ecologia de Estradas: Tendências e perspectivas**. Lavras: Editora UFLA, 2012. p. 139-152.

DOTTA, G; VERDADE, L. M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 287-292, may/aug. 2007. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000200031>> Acesso em: 03 fev. 2018.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, n. 1, p. 487-515, aug. 2003. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

FEIJÓ, A; LANGGUTH, A. Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do Brasil: distribuição e taxonomia, com descrição de novas espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 22, n. 1, p. 3-225, set. 2013. Disponível em: <<http://periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/revnebio/article/view/16716>>. Acesso em: 30 jan. 2018.



FERRAZ, G. et al. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, v. 315, n. 5809, p. 238-241, jan. 2007. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1126/science.1133097>>. Acesso em: 11 mar. 2018.

FLYNN, D. F. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, jan. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>>. Acesso em: 17 abr. 2018.

FORD, A. T; FAHRIG, L. Diet and body size of North American mammal road mortalities. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 12, n. 7, p. 498-505, oct. 2007. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920907000715>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

FORMAN, R. T. T; ALEXANDER, L. E. Roads and Their Major Ecological Effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 207-231, nov. 1998. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

GODEFROID, S; KOEDAM, N. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. **Landscape and Urban Planning**, v. 65, n. 4, 169-185, jan. 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204603000136?via%3Dihub>>. Acesso em: 11 fev. 2018.

GRILO, C. et al. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 2, p. 301-313, feb. 2009. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.026>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

GUNSON, K. E. et al. Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1074-1082, apr. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710004305?via%3Dihub>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

HALFWERK, W. et al. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of Applied Ecology**. v. 48, n. 1, p. 210-219, dec. 2011. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x>>. Acesso em: 06 mar. 2018.

HENGEMÜHLE, A; CADEMARTURI, C. V. Levantamento de mortes de vertebrados silvestres devido a atropelamento em um trecho da Estrada do Mar (RS-389). **Biodiversidade Pampeana**, v. 6, n. 2, dez. 2008. Disponível em: <<http://revistaseletronicas.pucrs.br/ojs/index.php/biodiversidadepampeana/article/viewArticle/4610>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

HOOPER, D.U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3-35, feb. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1890/04-0922>>. Acesso em: 12 jul. 2018.

HOWELL, C. A. et al. Landscape context and selection for forest edge by breeding Brown-headed Cowbirds. *Landscape Ecology*, v. 2007, n. 2, p. 273-284, feb. 2007. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1007/s10980-006-9022-1>>. Acesso em: 15 fev. 2018.

JENKINS, C. N. et al. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 110, n. 28, p. 2602-2610, jul. 2013. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/110/28/E2602>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

JORGE, R. P. S. et al. Avaliação do estado de conservação do cachorro-vinagre *Speothos venaticus* (Lund, 1842) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, v. 3, n. 1, p. 179-190, 2013. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/384/291>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

KOTLIAR, N. B; WIENS, J. A. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, v. 59, n. 2, p. 253-260, nov. 1990. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3545542>>. Acesso em: 18 jan. 2018.

LANGHAMMER, P. F. et al. **Identification and gap analysis of key biodiversity areas:** targets for comprehensive protected area systems. Gland: IUCN, 2007. 116 p.

LAURANCE, W. F. et al. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 24, n. 12, p. 659-669, dec. 2009. Disponível em: <[https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169-5347\(09\)00206-7](https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169-5347(09)00206-7)>. Acesso em: 25 jan. 2018.

MAGIOLI, M. et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European journal of wildlife research*, v. 62, n. 4, 431-446, aug. 2016. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10344-016-1017-x>> Acesso em: 17 abr. 2018.

MAGURRAN A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Science. 2004.264 p.

MARGULES, C. R; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. *Nature*, v. 405, p. 243-253, may. 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/35012251>>. Acesso em: 11 jul. 2018.

MARTIN, P. S. et al. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 282, v. 282, p. 185-195, oct. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712003982>>. Acesso em: 28 jan. 2018.

MCINTYRE, N. E. Effects of forest patch size on avian diversity. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 2, p. 85-99, apr. 1995. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00153826>>. Acesso em: 11 mar. 2018.

MCGILL, B. J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 4, p. 178-185, apr. 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>>. Acesso em: 11 jul. 2018.

MCLURE, H. E. An Analysis of Animal Victims on Nebraska's Highways. **The Journal of Wildlife Management**, v. 15, n. 4, p. 410-420, oct. 1951. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3796584>>. Acesso em: 05 jul. 2018.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade nos Biomas Brasileiros**. Brasília: Série Biodiversidade Brasileira, 2002. 404 p.

MULONGOY, K. J; CHAPE, S. **Protected Areas and Biodiversity: an overview of key issues**. Convention on Biological Diversity (CBD). Cambridge: World Conservation Monitoring Centre, 2004. 52 p.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, feb. 1995. Disponível em: <[https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169-5347\(00\)88977-6](https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169-5347(00)88977-6)>. Acesso em: 13 fev. 2018.

NANTES, J. H. et al. Mensuração da coluna vertebral em onça parda (*Puma concolor* - LINNAEUS, 1771). **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária. Periodicidade Semestral**, ed. 4, jan. 2005. <[http://faef.revista.inf.br/imagens\\_arquivos/arquivos\\_destaque/20j2PPBy0bxsot9\\_2013-5-20-10-16-23.pdf](http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/20j2PPBy0bxsot9_2013-5-20-10-16-23.pdf)> Acesso em: 28 jan. 2018.

OLIVEIRA, E. A. et al. Propostas para redução da mortalidade por atropelamento da fauna silvestre na Avenida Itavuvu, Sorocaba - SP. **Scientia vitae**, v. 3, n. 11, p. 28-44, jan. 2016. Disponível em: <<http://www.revistaifpsr.com/erikjan16.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2018.

PASSAMANI, M; FERNANDEZ, F. A. S. Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Natural History**. v. 45, n. 9-10, p. 553-565, apr/oct. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2010.534561>>. Acesso em: 28 jan. 2018.

PERNETTA, A. P. et al. Fine-scale population genetic structure and sex-biased dispersal in the smooth snake (*Coronella austriaca*) in southern England. **Heredity**, v. 107, n. 3, p. 231-238, sept. 2011. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/hdy20117>>. Acesso em: 16 mar. 2018.

PETCHEY O. L; GASTON K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p.741-758, apr. 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>>. Acesso em: 23 abr. 2018.

PRENDERGAST, J. R; EVERS HAM, B. C. Species richness covariance in higher taxa: Empirical tests of the biodiversity indicator concept. **Ecography**, v. 20, n. 2, p. 210-216, jun. 2006. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00363.x>>. Acesso em: 10 abr. 2018.

PRESSEY, R. L; TULLY, S. L. The cost of ad hoc reservation: A case study in western New South Wales. **Austral Ecology**, v. 19, p. 375-384, dec. 1994. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1994.tb00503.x>>. Acesso em: 04 abr. 2018.

PRESSEY, R. L.; POSSINGHAM, H. P.; MARGULES, C. R. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? **Biological Conservation**, Essex, v. 76, n. 3, p. 259-267, 1996. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0006320795001204>>. Acesso em: 10 abr. 2018

RODRIGUES, A. S. L. et al. The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 266, n. 1427, p. 1453-1460, jul. 1999. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1098/rspb.1999.0800>>. Acesso em: 04 abr. 2018.

RODRÍGUEZ, L. O; YOUNG, K. R. Determining of Peru: Diversity Biological Conservation for Areas Priority. **Ambio**, v. 29, n. 6, p. 329-337, sep. 2000. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/4315049>>. Acesso em: 09 abr. 2018.

ROGER, E. et al. Road impacts a tipping point for wildlife populations in threatened landscapes. **Population Ecology**, v. 53, n. 1, p. 215-227, jan. 2011. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1007/s10144-010-0209-6>>. Acesso em: 27 jan. 2018.

ROSA, C. A; BAGER, A. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 1-5, apr. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479711004038>>. Acesso em: 05 fev. 2018.

SCOTT, J. M. et al. Representation of natural vegetation in protected areas: capturing the geographical range. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, n. 8, p. 1297-1301, aug. 2001. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1023/A:1016647726583>>. Acesso em: 04 abr. 2018.

SOUZA, J. L; ANACLETO, T. C. S. Levantamento de mamíferos atropelados na rodovia BR-158, estado de Mato Grosso, Brasil. In: BAGER, A. (Org.). **Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas**. Lavras: Editora UFLA, 2012.

SPEHN, E.M. et al. Ecosystem effects of biodiversity manipulations in European grasslands. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 37-63, feb. 2005. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/03-4101>>. Acesso em: 17 abr. 2018.

TAYLOR, B. D; GOLDINGAY, R. L. Wildlife road-killed on three major roads in north-eastern New South Wales. **Wildlife Research**, v. 31, n. 1, p. 83-91, mar. 2004. Disponível em: <<http://www.publish.csiro.au/WR/WR01110>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

VAN DER REE, R. et al. Effects of Roads and Traffic on Wildlife Populations and Landscape Function Road Ecology is Moving toward Larger Scale. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, 2011. Disponível em: <<https://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>>. Acesso em: 21 mar. 2018.

YOUNG, A; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**, v. 67, n. 1, p. 63-72, 1994. Disponível em: <[https://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90010-8](https://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(94)90010-8)>. Acesso em: 13 fev. 2018.

ZOLLNER, P. A; LIMA, S. L. Landscape-level perceptual abilities in white-footed mice: perceptual range and the detection of forested habitat. **Oikos**, v. 80, n. 1, p. 51-60, oct. 1997. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3546515>>. Acesso em: 25 jan. 2018.

## CAPÍTULO 1.

### 1. INTRODUÇÃO

As estradas geram impactos significativos à conservação da biodiversidade e se caracterizam como uma ameaça para a vida selvagem, fragmentando a população e interferindo diretamente no seu fluxo natural, por se tornarem uma barreira, aumentarem o efeito de borda e favorecerem o atropelamento da fauna (LAURANCE et al. 2009). Já os mamíferos domésticos, sua presença nas rodovias pode ser explicada por outros fatores, como a proximidade de áreas de uso antrópico, seja rural ou urbana (TEIXEIRA et al., 2013a). Atualmente alguns autores consideram as estradas como principal responsável pela mortalidade de vertebrados (NOVELLI et al. 1988; BERNARDINO; DALRYMPLE, 1992; FORMAN; ALEXANDER, 1998; CARR; FAHRIG, 2001). Pois, estimativas recentes pontam que mais de 450 milhões de vertebrados são mortos em rodovias brasileiras a cada ano (BAGER et al. 2016).

Atualmente as populações de mamíferos silvestres, encontram-se fragmentadas e isoladas, estando sujeitas a diversos tipos de ameaças, como por exemplo, o aumento da probabilidade de atropelamento, devido a sua alta mobilidade. Os mamíferos também são registrados com maior frequência em estudos de rodovias, pois o seu tamanho facilita na observação e detecção de indivíduos atropelados (DREWS, 1995; VIEIRA, 1996; WOODS; MUNRO, 1996; CLARKE et al. 1998; CLEVINGER et al. 2003; MCGREGOR et al. 2008), aqueles de tamanho médio e grande recebem mais atenção de pesquisadores que estudam rodovias (BARTHELMESS; BROOKS 2010; CÁCERES, 2011).

Segundo alguns estudos, determinadas características como comportamento alimentar, idade, sexo, densidade populacional, período de atividade e distância de dispersão, explicam, em parte, a variação na frequência de atropelamentos da fauna (VAN LANGEVELDE; JAARSMA, 2004; JAEGER et al., 2005; JAARSMA et al., 2006). Para o cão-de-pradaria (*Cynomys gunnisoni*), por exemplo, Warren (1936) observou na realização de um levantamento de atropelamentos, que a maioria eram animais jovens. Sugerindo que variáveis de história de vida podem ser relevantes para esclarecer as frequentes mortes por atropelamentos. Os traços selecionados são fundamentados no uso de recursos, e também as características

comportamentais, que podem interferir na maneira como as espécies obtêm recursos do ambiente (FLYNN et al., 2009), além de traços de sensibilidade ambiental, que analisa a relação entre a tolerância das espécies com as alterações do habitat, quanto aos recursos disponíveis e a pressão dos fatores antropogênicos, sendo assim, uma forma de limitar espécies sensíveis (MAGIOLI et al., 2015).

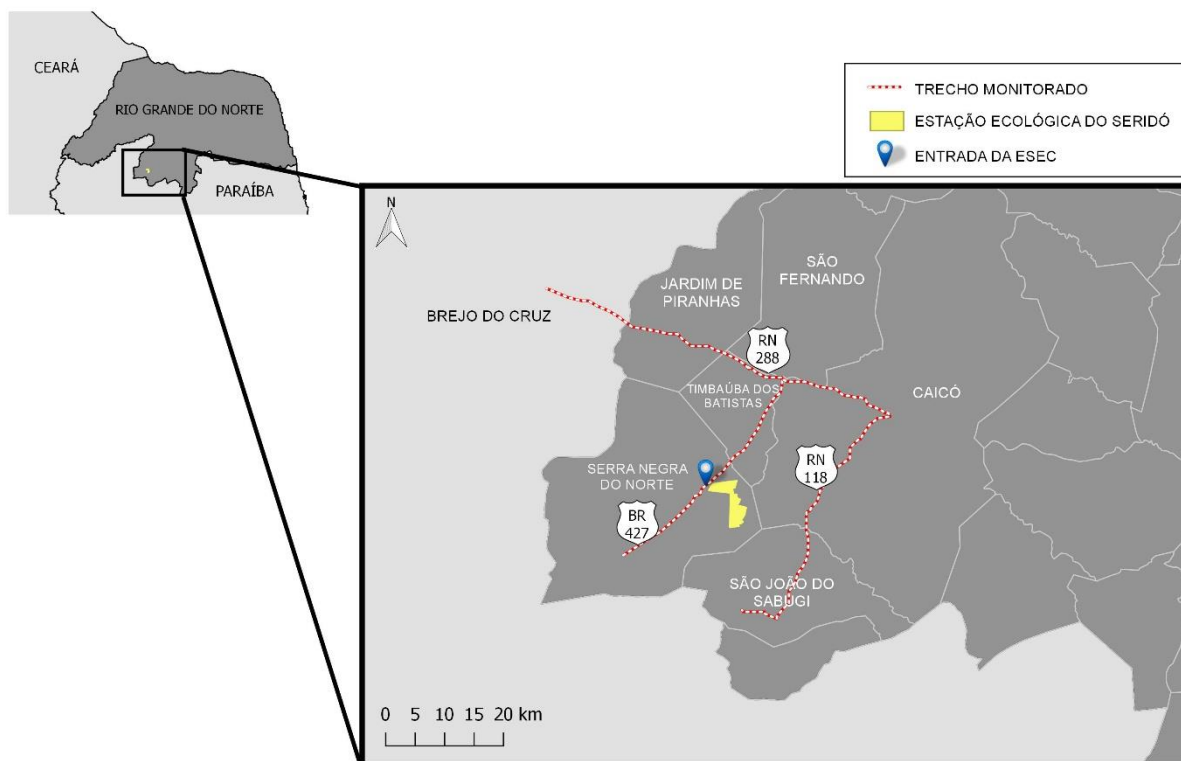
O presente estudo teve como objetivo, analisar se diferentes traços funcionais poderiam estar influenciando a vulnerabilidade de mamíferos, silvestres e domésticos, à atropelamentos em rodovias que contornam uma unidade de conservação federal, a Estação Ecológica do Seridó, área que abriga inúmeras espécies de animais, dentre eles estão espécies endêmicas e novos registros na região e, desta forma, a área se torna de grande relevância para o estudo de gestão adequada e efetiva na preservação da diversidade dessa área de Caatinga (COSTA, 2006).

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. ÁREA DE ESTUDO**

Os dados foram obtidos do monitorado de três estradas durante um período de 24 meses, que ocorreram de outubro de 2014 a outubro de 2016. As estradas monitoradas foram: RN-118 percorrendo 34 km, RN-288 com 31 km e a BR-427 com 50 km (Figura 1). As estradas estão localizadas no entorno da Estação Ecológica do Seridó (ESEC Seridó).

A ESEC Seridó é uma Unidade de Conservação Federal e apresenta uma área de terra de 11.663.844,94m<sup>2</sup>. Foi criada pelo DECRETO N° 87.222 de 31 de maio de 1982 e está situada no município de Serra Negra do Norte, Estado do Rio Grande do Norte (6° 35'S, 37° 20' W), considerada uma das regiões mais secas do semiárido do nordeste do Brasil, o Seridó (ZANELLA, 2003). A região apresenta temperatura média anual variando entre 22° e 33°. A precipitação ocorre de forma irregular, com chuvas no período de janeiro a maio, com variações pluviométricas atingindo uma média de 497 mm por ano (IBAMA, 2004). Trata-se de uma área de proteção integral que abriga alta diversidade de aves (121 espécies) e mamíferos (25 espécies), dessas 25 espécies registradas, apenas o gato-do-mato-pequeno *Leopardus tigrinus*, encontra-se na nova lista dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção (MMA, 2003). Entretanto, estudos de ecologia realizados e publicados a respeito de sua fauna, nessa área, ainda são escassos.



**Figura 1.** Trechos monitorados no entorno da ESEC Seridó.

## 2.2. AMOSTRAGEM

O presente estudo teve como foco o levantamento de mamíferos silvestres e domésticos vítimas de atropelamento. O levantamento foi realizado através de monitoramentos mensais feitos durante as primeiras horas do dia por uma equipe composta por dois observadores em veículo disponibilizado pela Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) trafegando a uma velocidade entre 40 a 60 km/h. As atividades estavam licenciadas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, com números 40620-1 e 40620-2.



Em uma planilha de campo as seguintes informações foram anotadas: data, hora, o quilômetro onde o animal atropelado foi encontrado e em qual lado da estrada (direito ou esquerdo), seu tempo de morte, qual o estado em que o animal se encontrava (em partes ou inteiro), além da marcação no GPS. Todos os indivíduos encontrados vítimas de colisão foram devidamente identificados em nível de espécie.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

### 2.3. ANÁLISES E TRAÇOS FUNCIONAIS

Para calcular a taxa de mortalidade por espécie encontrada nas estradas objeto de estudo, foi utilizado um modelo matemático simples de divisão: Quantidade da espécie 1/total de km percorridos/total de monitoramentos realizados. E assim, obteve-se a taxa de atropelamentos de mamíferos por quilômetros percorridos, por saídas (atropelamentos/km total/saídas). Após obter essa taxa, para cada espécie, foi analisada a sua relação de dependência com diferentes traços funcionais. Os dados foram analisados utilizando o módulo GLM (General Linear Model) no software Statistica 8.0 (Statsoft INC, 2008). O modelo linear geral incluiu taxa de atropelamento como variável dependente e como variáveis explicativas: a) massa corporal; b) comprimento corporal; c) períodos de atividade; d) comportamento social; e) guilda trófica; f) carniça (espécies que se alimentam ou não de carniça); g) substrato de forrageamento; h) longevidade; e i) independência alimentar.

Os traços selecionados são físicos, comportamentais e dieta (Tabela 2). Essas informações a respeito das características das espécies foram obtidas por meio de livros específicos de mamíferos e busca literária em bancos de dados especializados: Google Acadêmico, onde é possível encontrar trabalhos que constam em todas as outras plataformas, utilizando os nomes científicos de cada espécie e um traço de cada vez, em português e inglês, durante a busca.

**Tabela 2:** Traços funcionais usados para mamíferos e que foram usados como variáveis explicativas diante da taxa de atropelamento de mamíferos.

<b>Traços Funcionais</b>	
<b>MC</b>	Massa corporal (g)
<b>CC</b>	Comprimento corporal (cm)
<b>PA</b>	Períodos de atividade (diurna, noturna, arrítmica)
<b>CS</b>	Comportamento social (solitário ou grupo)
<b>GT</b>	Guilda trófica (carnívoros, insetívoros, frugívoros, omnívoros, herbívoros)
<b>CA</b>	Carniça (se a espécie tem a carniça presente na dieta ou não)
<b>SF</b>	Substrato de forrageamento (terrestre, terrestre-arbóreo)
<b>LG</b>	Longevidade (anos)
<b>IA</b>	Independência alimentar (semanas)

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Foram realizados 26 monitoramentos e percorridos um total de 2.990 km durante o período de estudo. Foram registradas 338 carcaças de mamíferos, sendo 267 selvagens e 71 domésticos. No total, foram encontradas 18 espécies.

Na Tabela 3 a seguir, podem ser observadas as taxas de atropelamento por espécie. É importante salientar que, em geral, as taxas de atropelamentos são subestimadas. Alguns animais não morrem no momento exato da colisão veicular, conseguem se mover até a vegetação próxima, e assim não são avistados nos monitoramentos. Além disso, animais de pequeno porte também podem ser removidos da estrada por animais necrófagos, já os indivíduos de tamanho médio, podem levar mais dias para desaparecerem das rodovias (FISCHER, 1997).

**Tabela 3:** Espécies de mamíferos encontrados nas estradas estudadas, número de indivíduos de cada espécie e sua taxa de atropelamento.

NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR	N	TAXA DE ATROPELAMENTO
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	174	0.00223823
<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposa-do-campo	48	0.000617443
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	2	2.57268E-05
<i>Galea spixii</i>	Preá	2	2.57268E-05
<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato	2	2.57268E-05
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	1	1.28634E-05
<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	2	2.57268E-05
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	16	0.000205814
<i>Euphractus sexcintus</i>	Tatu-peba	20	0.000257268
<i>Sus domesticus</i>	Porco	3	3.85902E-05
<i>Sus scrofa</i>	Javali	1	1.28634E-05
<i>Felis catus</i>	Gato doméstico	42	0.000540262
<i>Canis lupus familiaris</i>	Cão doméstico	15	0.000192951
<i>Equus caballus</i>	Cavalo/égua	3	3.85902E-05
<i>Bos taurus</i>	Vaca/boi	2	2.57268E-05
<i>Capra aegagrus hircus</i>	Bode	2	2.57268E-05
<i>Equus africanus asinus</i>	Jumento	2	2.57268E-05
<i>Rattus rattus</i>	Rato	1	1.28634E-05

As três espécies que apresentaram uma maior taxa e atropelamento foram: *Cerdocyon thous*, *Lycalopex vetulus* e *Felis catus*, sendo que o *Cerdocyon thous* se destaca com o maior número de carcaças encontradas entre eles, com 174 indivíduos mortos. Essa espécie, popularmente chamado de cachorro-do-mato, pode ocorrer em todos os biomas, em diferentes habitats e possui distribuição geográfica bastante ampla. Mostra tolerância a perturbações de origem antrópica, como o desmatamento, mas não muito adaptado à áreas urbanas. Em regiões áridas, se limita a borda da floresta e áreas mais abertas. *C. thous* se encontra na categoria “Menos Preocupante” pela IUCN. É uma espécie onívora e oportunista, tem dieta muita variada, desde plantas, frutos, invertebrados, pequenos vertebrados, ovos de várias espécies (JUAREZ; MARINHO FILHO,

2002; FACURE et al. 2003), carcaças de animais mortos, como bovinos, por exemplo (LEMOS et al. 2011), e isso mostra forte relação com os resultados obtidos neste trabalho.

Da mesma forma que no presente estudo, *C. thous* também já se sobressaiu entre as espécies mais atropeladas em outros trabalhos realizados em diferentes lugares. Como o estudo realizado por Cherém et al. (2007) em rodovias no Estado de Santa Catarina; Coelho et al. (2008) no norte do Rio Grande do Sul; Zaleski et al. (2009) no Estado do Paraná; Carvalho et al. (2014) no Mato Grosso do Sul; La Ossa-Nadjar e De La Ossa (2015) em duas estradas no município de Sucre, Colômbia e Monge-Nájera (2018) também na Colômbia.

Os resultados do Modelo Linear Geral (GLM) mostraram que dos nove traços previamente selecionados, apenas um teve relação significativa com a taxa de atropelamento, contribuindo no aumento da vulnerabilidade de mamíferos à atropelamentos: substrato de forrageamento (SF), com valor de  $p = 0,038$ , indicando que os mamíferos que apresentam em sua história de vida o substrato de forrageamento terrestre, são particularmente mais susceptíveis à colisão veicular nas estradas estudadas.

Como podemos ver na tabela 4, substrato de forrageamento obteve uma relação significativa com a taxa de atropelamento. Isso significa que o substrato de forrageamento se caracteriza como um traço funcional que influencia a taxa de atropelamentos de mamíferos na área estudada. Os gráficos mostram de maneira mais clara que especificamente os animais que apresentam hábitos terrestres tem uma maior taxa de atropelamentos. Embora os traços período de atividade (PA) e carniça (CA) não tenham dado valor significativo, obtiveram um  $p$  valor marginalmente significativo e menor do que 0.1, (0,056) e (0,076) respectivamente, ou seja, um valor de  $p$  muito próximo do que é considerado estatisticamente significativo (tabela 4), e valores de  $F$  mais elevados (4,796) e (4,572), respectivamente, inferindo que os mamíferos que apresentam período de atividade noturna e alimentam-se de carniça também podem ser mais vulneráveis.

**Tabela 4.** Análises de GLM, relacionando a variação nas taxas de atropelamento de mamíferos e os traços funcionais. Erro padrão e valores de p para cada variável. Traço com p significativo (p <0,05) está em negrito.

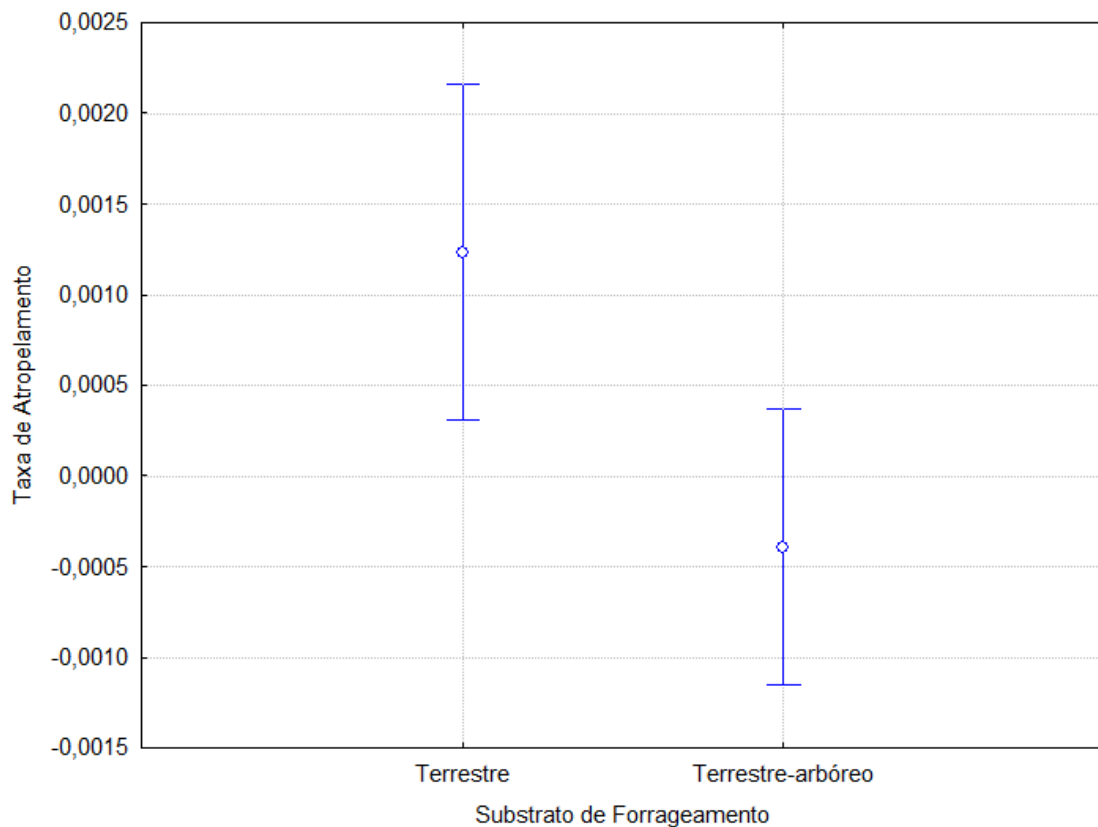
	Degr. of Freedom	F	P
<b>Intercept</b>	1	0,575	0,476
Período de atividade	2	4,796	0,056
Comportamento social	1	0,451	0,526
Guilda trófica	2	2,361	0,175
Carniça	1	4,572	0,076
Substrato de forrageamento	1	7,007	<b>0,038</b>
Massa corporal	1	0,773	0,412
Comprimento corporal	1	0,129611	0,731169
Longevidade	1	1,189497	0,317281
Independência alimentar	1	3,339216	0,117418
Error	6		

Como mostra o primeiro gráfico (figura 2) as mortes por atropelamento foram mais elevadas para espécies que apresentam hábito de forrageamento terrestres, se comparadas com espécies que são terrestres e arborícolas.

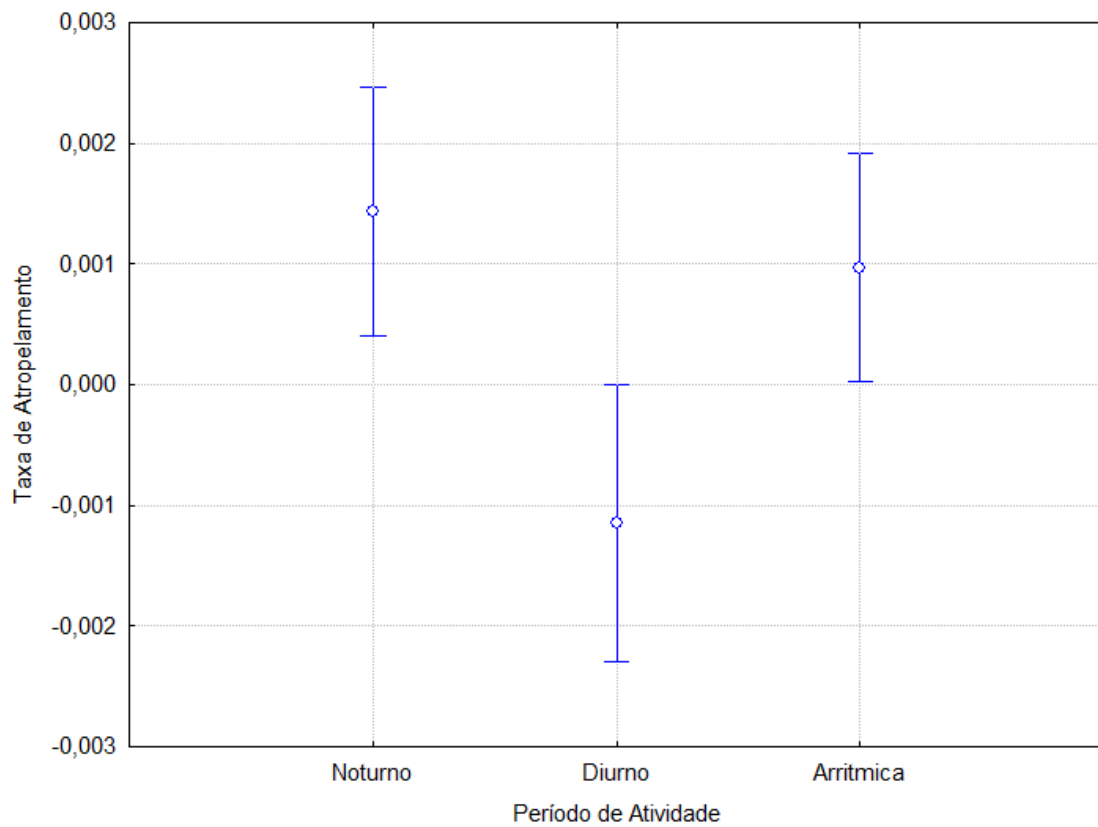
Na Figura 3, espécies que realizam suas atividades no período noturno, são as mais atingidas por veículos, do que espécies de hábitos diurno, mas existe uma certa aproximação com aquelas que estão em atividade em qualquer horário do dia. Isso também pode estar relacionado ao fato de que durante a noite existe uma limitação no campo de visão dos motoristas, e assim, os mesmos não conseguem visualizar o animal na estrada com a antecedência necessária para desviar ou reduzir a velocidade; adicionalmente, muitas vezes os animais não reagem a fuga quando são ofuscados pela luz forte dos veículos, e também podem ser atraídos para a rodovia pela luz (FISHER, 1997).

Já na Figura 4, as espécies que tem como item alimentar em sua dieta outros animais mortos, que também se alimentam de carniça, são mais atropeladas se comparadas com aquelas espécies que não se alimentam, ou seja, a carniça funciona como armadilha, tal como um atrativo para determinadas espécies enquanto se alimenta na estrada, que ocorre a colisão (LAURANCE et al., 2009).

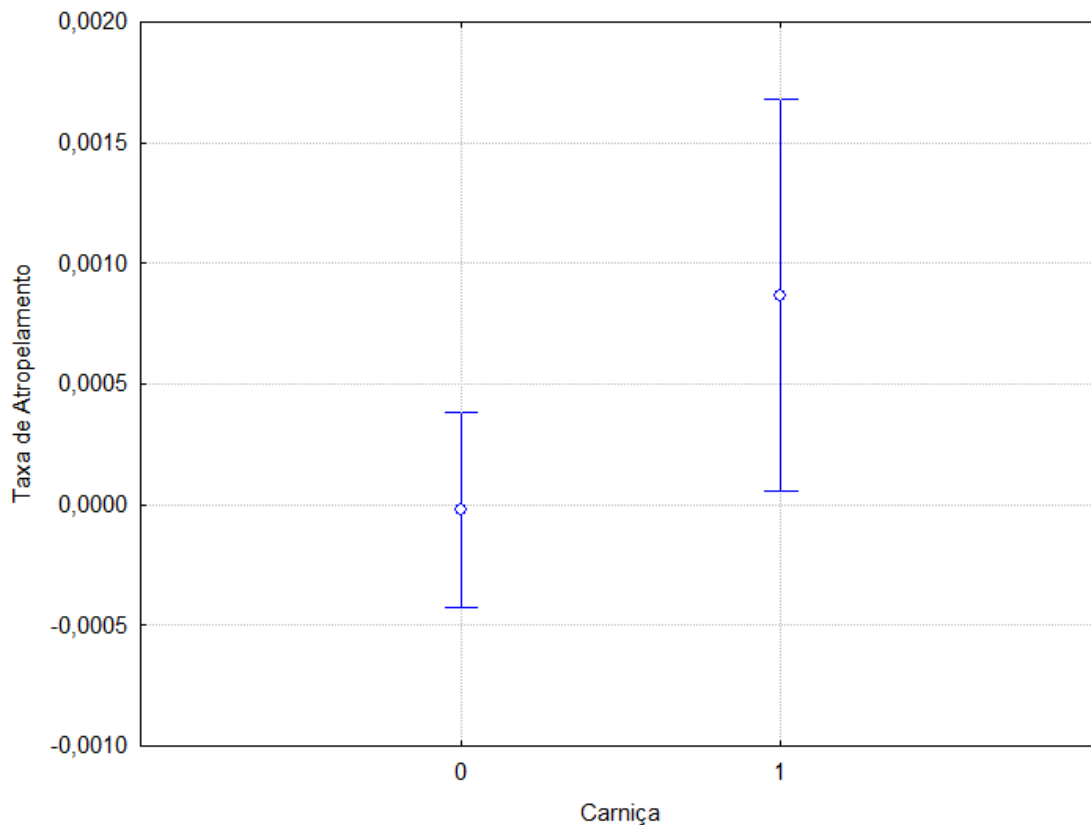
Quanto aos mamíferos domésticos, a presença elevada de cães e gatos na rodovia pode ter relação com a atração por fontes de alimento, como carcaças de animais atropelados e lixo jogado nas rodovias (FREITAS, 2009). Isso indica que animais que se deslocam em busca de alimento para a estradas estão mais vulneráveis ao atropelamento. Esse fato leva a crer que a retirada de cadáveres das estradas no entorno da ESEC diminuiria o número de indivíduos atropelados.



**Figura 2:** Média da taxa de atropelamento de espécies que forrageiam pelo substrato terrestre e espécies que são terrestres-arborícolas; espécies de hábito terrestre presentes no entorno da ESEC se destacaram em relação ao outro grupo.



**Figura 3:** Média da taxa de atropelamento para espécies que hábitos noturnos, diurnos e arritmica encontrados dos trechos monitorados, onde os noturno apresentam maior média.



**Figura 4:** Média da taxa de atropelamento para animais que se alimentam (1) e que não se alimentam (0) de carniça em estradas circundantes a ESEC Seridó; (1) apresentando média mais elevada ( $\pm 0,0010$ ).

Os primeiros trabalhos com atropelamentos de vertebrados, não os relacionavam com traços de história de vida da espécie, mas com os padrões encontrados da própria estrada, como volume do tráfego e limite de velocidade, por exemplo (CLEVENGER et al., 2003; BROCKIE, 2007; SMITH-PATTEN; PATTEN, 2008; HOBDA; MINSTRELL, 2008; GOMES et al., 2009; GUNSON et al. 2011). Através destes resultados, pode-se ver a importância de levar em consideração os traços funcionais das espécies e como podem influenciar nos atropelamentos. Estes resultados sugerem que o período de atividade, o substrato de forrageamento e se a espécie se alimenta de animais mortos, predispõe os indivíduos de uma espécie a ser particularmente vulnerável a ser atingido e vítima de colisão. Espécies que possuem essas características devem ser incluídas em planos de ação, como prioridade.

Outros estudos também realizados com o foco de analisar a possível interferência de traços funcionais em atropelamentos de mamíferos em outras regiões, trouxeram resultados que



corroboram o que foi encontrado no presente estudo realizado na Caatinga, ou seja, existe influência direta com o aumento de mortes desse grupo em estradas. Um dos mamíferos com índice elevado de ocorrência em atropelamento é o *C. thous*, o mesmo está entre as espécies mais atropeladas não só em estudos realizados na região central do Brasil, norte do Estado do Rio Grande do Sul e Rondônia (VIEIRA, 1996; DEFFACI et al., 2016; TURCI; BERNARDE, 2009), mas também na Venezuela (PINOWSKI, 2005), ser uma espécie de hábito crepuscular e noturno e se alimentar de carniça, semelhante ao resultado obtido neste trabalho (CHEIDA et al., 2006). Exemplo de estudo realizado no Brasil foi de Novaes et al. (2018), que analisaram a relação de traços funcionais de morcegos e a vulnerabilidade à atropelamentos no Brasil, mortes registradas em todos os biomas, com maiores registros no sudeste, e observaram que as espécies frugívoras são mais vulneráveis, provavelmente por serem mais abundantes e possuírem menor capacidade de voo e habilidade de se movimentarem em longa distância.

Cook e Blumstein (2013) também investigaram, através de uma revisão de literatura, de forma mais abrangente, se a taxa de atropelamento estaria correlacionada com traços de história de vida, em mamíferos e aves, e o modelo linear geral mostrou que o número de mamíferos onívoros mortos foi significativamente maior do que carnívoros. Coffin (2007) e Laurance et al. (2009) também viram, nos Estados Unidos, que espécies de mamíferos que forrageiam no entorno das estradas são mais vulneráveis ao atropelamento, e também aqueles de médio e grande porte que possuem uma área de vida grande e precisam atravessar a rodovia para forragear, além disso, também tem os predados e animais que se alimentam de carniça. Ou seja, trabalhos realizados em diferentes regiões do Brasil e também em outros países mostraram resultados que confirmam os aqui apresentados neste trabalho.

#### **4. CONCLUSÃO**

Fornece evidências através das análises, que determinados traços comportamentais e tipo de alimentação, estão relacionados com a taxa de atropelamento de mamíferos terrestres em trechos de uma região da Caatinga. As rodovias tem um papel de “predador generalista”, atingindo espécies de tamanhos e massas corporais diferentes, todas as guildas tróficas, comportamentos variados, social, de forrageamento e períodos de atividade, indivíduos que possuem diferentes

períodos de independência alimentar e longevidade. Particularmente neste trabalho, espécies que apresentam características específicas, como substrato de forrageamento terrestre, período de atividade noturno e se alimenta de carniça, se destacaram com maiores taxas de atropelamentos. A partir da compreensão dos traços que aumentam a vulnerabilidade de mamíferos encontrados nas rodovias do entorno de uma Unidade de Conservação, é possível sugerir formas de mitigar tais efeitos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAGER, A. et al. Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 75-86, jan. 2016. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/297704345>>. Acesso em: 02 mai. 2018.

BARTHELMESS, E. L.; BROOKS, M. S. The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 6, p. 1611-1629, jun. 2010. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

BERNARDINO, F. S.; DALRYMPLE, G. H. Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hay-okee wetlands of Everglades National Park, USA. **Biological Conservation**, v. 62, n. 2, p. 71-75, 1992. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)90928-G](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)90928-G)>. Acesso em: 01 mai. 2018.

BROCKIE, R.E. Notes on New Zealand mammals 4. Animal road-kill “blackspots”. **New Zealand Journal of Zoology**. v. 34, n. 4, p. 311-316, sep. 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/03014220709510090>>. Acesso em: 15 jun. 2018.

CÁCERES, N. C. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in South-Western Brazil. **Italian Journal of Zoology**, v. 78, n. 3, p. 379-389, apr. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/11250003.2011.566226>>. Acesso em: 05 mai. 2018.

CARR, L.W; FAHRIG, L. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 1071–1078, aug. 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041071.x>>. Acesso em: 01 mai. 2018.

CARVALHO, N. C. de. et al. Fast and furious: a look at the death of animals on the highway MS-080, Southwestern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 104, n. 1, p. 43-49, mar. 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/doi.org/10.1590/1678-4766201410414349>>. Acesso em 19 jul. 2018.

CHEIDA, C. C., OLIVEIRA, E. N., COSTA, R. F., MENDES, F. R.; QUADROS, J. 2006. Ordem Carnívora. In: Reis, N.R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A; Lima, I. P. (eds.). *Mamíferos do Brasil*. Pp. 231-275. Londrina: Eduel. Disponível em: <<http://www.uel.br/pos/biologicas/pages/arquivos/pdf/Livro-completo-Mamiferos-do-Brasil.pdf>>. Acesso em:15 de jul. 2018.

CHEREM, J. J. et al. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, v. 20, n. 3, p. 81-96, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.5007/%X>>. Acesso em: 17 jul. 2018.

CLARKE GP, WHITE PCL, HARRIS S. 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. **Biological Conservation** 86:117–124. Disponível em: <

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320798000184>>. Acesso em 18 jul. 2018.

CLEVENGER, A.P. et al. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, v. 109, n. 1, p. 15-26, jan. 2003. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)>. Acesso em: 15 jun. 2018.

COELHO, I. P et al. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, p. 689-699, jul. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>>. Acesso em: 10 jun. 2018.

COOK, T. C; BLUMSTEIN, D. T. The omnivore's dilemma: Diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. **Biological Conservation**, v. 167, p. 310-315, nov. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.016>>. Acesso em: 20 jul. 2018.

COSTA, T.B.G. **Estrutura da comunidade de serpentes de uma área de caatinga do nordeste brasileiro**. 2006. 64p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006. Disponível em: <<https://livros01.livrosgratis.com.br/cp044910.pdf>>. Acesso em: 13 mai. 2018

CUNHA, G. G. et al. Atropelamentos de vertebrados em uma área de Pampa no sul do Brasil Roadkills of vertebrate species in the Pampa Region, South Brazil. **AMBIÊNCIA**, v. 11, n. 2, p. 307-320, jan/abr. 2015. Disponível em: <<https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/2537>>. Acesso em: 16 jun. 2018.

Deffaci, A. C., Silva, V. P., Hartmann, M. T., & Hartmann, P. A. (2016). Diversidade de aves, mamíferos e répteis atropelados em região de floresta subtropical no sul do Brasil. *Ciência e Natura*, 38 (3), 1205-1216. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/22020/pdf>>. Acesso em: 14 de jun. 2018.

DREWS, C. Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. **African Journal of Ecology**, v. 33, n. 2, p. 89-100, jun. 1995. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1995.tb00785.x>>. Acesso em: 13 jul. 2018.

FACURE, K. G. et al. Food habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 67, n. 4, p. 503-511, jan. 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/mamm-2003-0404>>. Acesso em: 16 jul. 2018.

FISHER, W. **Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para conservação da região do Pantanal, MS**. 1997. 44f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Ecologia), Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 1997. Disponível em: <[https://www.academia.edu/29404025/Efeitos\\_da\\_rodovia\\_BR-262\\_na\\_mortalidade\\_de\\_vertrebrados\\_silvestres\\_Pantanal\\_MS\\_-\\_1997](https://www.academia.edu/29404025/Efeitos_da_rodovia_BR-262_na_mortalidade_de_vertrebrados_silvestres_Pantanal_MS_-_1997)>. Acesso em: 14 jul. 2018.

FLYNN, D. F. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, jan. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>>. Acesso em: 17 abr. 2018.

FORMAN, R. T. T; ALEXANDER, L. E. Roads and Their Major Ecological Effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 207-231, nov. 1998. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

GOMES, L. et al. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspots in Mediterranean landscapes. **Ecology Research**, v. 24, n. 2, p. 355-370, mar. 2009. <<https://doi.org/10.1007/s11284-008-0515-z>>. Acesso em: 18 abr. 2018.

GUNSON, K. E. et al. Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1074-1082, apr. 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710004305?via%3Dihub>. Acesso em: 15 jan. 2018.

HARTMANN, P. A. et al. Snake road mortality in a protected area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 1, p. 35-42, mar. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.2994/057.006.0105>>. Acesso em: 15 mai. 2018.

HOBDAY, A.J; MINSTRELL, M.L; Distribution and abundance of roadkill on Tasmanian highways: human management options. **Wildlife Research**, v. 35, n. 7, p. 712–726, nov. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1071/WR08067>>. Acesso em: 20 jun. 2018.

IBAMA. Plano de Manejo da ESEC do Seridó. Ministério do Meio Ambiente, 2004. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2118-esec-do-serido>. Acesso em: 15 mai. 2018.

JAARSMA, C. et al. Flattened fauna and mitigation: traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 11, n. 4, p. 264–276, jul. 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2006.05.001>>. Acesso em: 08 mai. 2018.

JAEGER, J.A.G. et al. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modeling*, v. 185, n. 2-4, p. 329-348, jul. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>>. Acesso em: 08 mai. 2018.

JUAREZ, K. M; MARINHO-FILHO, J. Diet, Habitat Use, and Home Ranges of Sympatric Canids in Central Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 4, p. 925-933, nov. 2002. Disponível em: <[https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<0925:DHUAHR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<0925:DHUAHR>2.0.CO;2)>. Acesso em: 15 jul. 2018.

LA OSSA-NADJAR, D; DE LA OSSA, V. Vehicle collisions with wild fauna on the two roads that pass through the Montes de María, Sucre, Colombia. **Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica**, v. 18, n. 2, p. 503-511, jul/dic. 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v18n2/v18n2a24.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2018.

LAURANCE, W. F. et al. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659-669, dec. 2009. Disponível em: <[https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169-5347\(09\)00206-7](https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169-5347(09)00206-7)>. Acesso em: 25 jan. 2018.

MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499-511, dec. 2015 Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/acv.12201>>. Acesso em: 15 mai. 2018.

MCGREGOR RL, BENDER DJ, FAHRIG L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? **Journal of Applied Ecology** 45:117–123. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2664.2007.01403.x>>. Acesso em 15 mai. 2018.

MONGE-NÁJERA, J. Road kills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. **Revista de Biología Tropical**, v. 66, n. 2, p. 722-738, jun. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33404>>. Acesso em: 19 jul. 2018.

NOVAES, L. R. M. et al. On a collision course: the vulnerability of bats to roadkills in Brazil. **Mastozoología Neotropical**, v. 25, n. 1, p. 115-128, jul. 2018. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/326328725>>. Acessado em: 15 jul. 2018.

NOVELLI R, T. E; CASTRO V. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR-471, entre os distritos de Quinta e Taim, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 3, p. 441-454, set. 1988. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751988000300009>>. Acesso em: 01 mai. 2018.

OLIVEIRA, E. A. et al. Propostas para redução da mortalidade por atropelamento da fauna silvestre na Avenida Itavuvu, Sorocaba - SP. **Scientia vitae**, v. 3, n. 11, p. 28-44, jan. 2016. Disponível em: <<http://www.revistaifpsr.com/erikjan16.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2018.

PINOWSKI, J. 2005. Roadkills of vertebrates in Venezuela. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (1): 191-196. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0101-81752005000100023](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81752005000100023). Acesso em 15 jan. 2018.

SMITH-PATTEN, B.D; PATTEN, M.A. Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern great plains. **Environmental Management**, v. 41, n. 6, p. 844-852, jun. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00267-008-9089-3>>. Acesso em: 18 jun. 2018.

TURCI, L.C.B.; P.S. BERNARDE. 2009. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. *Biotemas* 22(1): 121-127. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/viewFile/2175-7925.2009v22n1p121/18752>. Acesso em: 13 jun. 2018.

VAN LANGEVELDE, F; JAARSMA, C.F. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology*, v. 19, n. 8, p. 895–907, may. 2004. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-004-0464-z>>. Acesso em: 08 mai. 2018.

VIEIRA EM. 1996. Highway mortality of mammals in Central Brazil. *Ciência e Cultura* 48:270–272. Disponível em: <<https://biblat.unam.mx/es/revista/ciencia-e-cultura/articulo/highway-mortality-of-mammals-in-central-brazil>>. Acesso em: 05 mai. 2018.

WARREN, E., 1936. Casualties among animals on mountain roads. *Science*, v. 48, n. 4, p. 276-283, dec, 1936. <<https://www.jstor.org/stable/4156567>>. Acesso em: 10 mai. 2018.

WOODS JG, MUNRO RH. 1996. Roads, rails and the environment: Wildlife at the intersection in Canada's western mountains. **Transportation-related wildlife mortality seminar**, Orlando. Disponível em: < <http://www.icoet.net/downloads/96paper03.pdf>>. Acesso em: 10 mai 2018.

ZALESKI, T. et al. Run-over of wild mammals in the area of Telemaco Borba, Parana, Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 7, n. 1, p. 195-207, apr. 2009. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/297302517>>. Acesso em: 18 jul. 2018.

ZANELLA, F. C. V. Abelhas da Estação Ecológica do Seridó (Serra Negra do Norte, RN): aportes ao conhecimento da diversidade, abundância e distribuição espacial das espécies na caatinga. In: MELO, G. A. R; ALVES-DOS-SANTOS, I. (Eds.). **Apoidea Neotropica: homenagem aos 90 anos de Jesus Santiago Moure**. Criciúma: UNESC, 2003, p. 231-240.