



# **COLISÕES COM MAMÍFEROS SILVESTRES NAS RODOVIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA FAUNA, SEGURANÇA HUMANA E ECONOMIA**

*Fernanda Delborgo Abra<sup>\*,\*\*,\*\*\*,\*\*\*\*</sup>, Marcel Pieter Huijser<sup>\*\*\*\*\*</sup> e Katia Maria Micchi de Barros  
Ferraz<sup>\*,\*\*\*\*</sup>*

<sup>\*</sup>Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brasil

<sup>\*\*</sup>Center for Conservation and Sustainability, Smithsonian Conservation Biology Institute, National Zoological Park, Washington, DC, United States

<sup>\*\*\*</sup>ViaFAUNA Estudos Ambientais, São Paulo, SP, Brasil

<sup>\*\*\*\*</sup>Instituto Pró-Carnívoros, Atibaia, SP, Brasil

<sup>\*\*\*\*\*</sup>Western Transportation Institute, Montana State University, Bozeman, MT, USA

## **O CONTEXTO DO IMPACTO NA FAUNA CAUSADO POR RODOVIAS NO BRASIL E NO MUNDO**

A perda global da biodiversidade é especialmente notável nas regiões tropicais. Muitas áreas tropicais têm sido extensivamente modificadas por atividades humanas, incluindo a expansão de áreas urbanas, agricultura e malha de transporte (GIBBS *et al.*, 2010; FOLEY *et al.*, 2011; LAURANCE, 2014).

Esses projetos de infraestrutura lineares estão entre os impactos mais severos causados pelo homem em paisagens naturais. Este é um problema global que possui grandes implicações para o ambiente natural, incluindo diversas espécies silvestres (LODÉ *et al.*, 2000; BOND & JONES, 2008).

Para os animais silvestres, o efeito das rodovias e do tráfego variam desde a perda de habitat (FORMAN *et al.*, 2003), redução na qualidade do habitat em zonas adjacentes às rodovias (e.g. ruído, iluminação artificial, poluição e perturbação visual) (FORMAN *et al.*, 2003; EIGENBROD *et al.*, 2009; PARRIS *et al.*, 2009), efeito barreira, incluindo a interrupção de migrações e dispersões



(NELLEMANN *et al.*, 2001; VISTNES *et al.*, 2004; LESBARRÈS; FAHRIG, 2012) e mortalidade direta por colisão com veículos (FORMAN & ALEXANDER, 1998; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

A mortalidade direta tem o potencial de alterar a estrutura demográfica de populações de animais silvestres (STEEN; GIBBS, 2004) e criar sumidouros de populações locais (NIELSEN *et al.*, 2006). Tais mudanças podem alterar a estrutura e a funcionalidade de comunidades e ecossistemas adjacentes às rodovias (TROMBULAK; FRISSELL, 2000). A extensão destes impactos depende de características das rodovias, tais como, densidade rodoviária, volume de tráfego, bem como, estrutura da paisagem, proximidade com áreas protegidas, diferentes espécies de animais e suas histórias naturais (FAHRIG *et al.*, 1995; AMENT *et al.*, 2008; FRAIR *et al.*, 2008; FREITAS *et al.*, 2015; RYTWINSKI; FAHRIG, 2013).

A perda de indivíduos de animais por morte direta de atropelamento tem sido bem documentada em todo o mundo. Muitos estudos têm estimado o número de atropelamentos. Os estudos diferem no grupo de animais, tipos diferentes de rodovias e períodos de estudo. Anualmente, as estimativas de atropelamentos incluem 159.000 mamíferos e 653.000 aves na Holanda, 7 milhões de aves na Bulgária a 5 milhões de anfíbios e répteis na Austrália (FORMAN; ALEXANDER, 1998; VAN DER ZANDE *et al.*, 1980; BENNETT, 1991). Nos Estados Unidos, os atropelamentos têm sido estimados em 80 milhões de aves em rodovias por ano (ERICKSON *et al.*, 2005), enquanto 1 milhão de vertebrados terrestres são estimados atropelados por ano nas rodovias (FORMAN; ALEXANDER, 1998). No Brasil, existem duas estimativas para vertebrados atropelados, 14,7 ( $\pm$  44,8) milhões por ano (DORNAS *et al.*, 2012), e 475 milhões por ano (430 milhões de pequenos animais, 40 milhões de médios vertebrados e 5 milhões de grandes vertebrados) (CBEE, 2019 – dados não publicados).

A maioria dos estudos é realizada em rodovias de grande porte e alto tráfego (HUIJSER *et al.*, 2009; HUIJSER *et al.*, 2013; FREITAS *et al.*, 2015). O impacto de rodovias de pequeno porte geralmente recebe menos atenção (veja MAGIOLI *et al.*, 2018). Ainda, a maioria dos estudos envolvem mamíferos de médio e grande porte. A preocupação dos atropelamentos com mamíferos é geralmente maior do que com outros grupos de animais por diversos motivos: grandes mamíferos colocam em risco a segurança humana e apresentam maiores perdas econômicas associadas ao reparo de veículo em caso de colisão (GROOT BRUINDERINK; HAZEBROEK, 1996; HUIJSER *et al.*, 2009), e existe uma grande preocupação com a conservação biológica dos mamíferos. Entorno de 27% de todas as espécies de mamíferos estão em risco de extinção (CARDILLO *et al.*,



2005; SCHIPPER *et al.*, 2008). Ainda, uma vez que os mamíferos são geralmente carismáticos (COURCHAMP *et al.*, 2018), eles frequentemente são usados como “espécies guarda-chuva” em planos estratégicos de conservação (JENKINS *et al.*, 2013).

Ainda, em países tropicais, o foco da redução dos atropelamentos geralmente se dá pela conservação da biodiversidade em comparação com segurança humana, o que aumenta a inclusão de espécies de pequeno porte nos estudos (BROKIE *et al.*, 2009; BRAZ; FRANÇA, 2016). No entanto, isso não significa que a segurança humana não é uma preocupação em países tropicais. Espécies de grande porte também podem afetar a segurança humana nos trópicos. Por exemplo, na América do Sul: e.g. anta (*Tapirus terrestris*), capivara (*Hydrochoerus hydrochoeris*), veados (*Mazama spp.*), cervo do pantanal (*Blastocerus dichotomus*) (BUENO *et al.*, 2013; HUIJSER *et al.*, 2013; MEDICI *et al.*, 2016, MEDICI; ABRA 2019), na África: por exemplo, elefante Africano (*Loxodonta Africana*) e kudu (*Tragelaphus strepsiceros*) (DREWS, 1995; ELOFF; VAN NIEKERK, 2005), Ásia: por exemplo, elefante Asiático (*Elephas maximus*) (VIDYA; THUPPIL, 2010), e na Oceania: por exemplo, cangurus (*Macropus spp.*) (BOND; JONES, 2013; KLÖCKER *et al.*, 2006).

Na América do Sul, pouca informação é disponível sobre o risco que a colisão envolvendo animais em rodovias causa para a segurança humana e custos financeiros associados. No entanto, em 2014, a Polícia Rodoviária Federal Brasileira registrou 3.174 colisões envolvendo animais no Sistema Rodoviário Federal (IPEA, 2015). Colisões envolvendo animais em rodovias representaram 1,9% de todos os acidentes registrados dos quais, 40,9% resultaram em vítimas humanas com ferimentos e 2,6% resultaram em mortes humanas (IPEA, 2015).

Especialistas em Ecologia de Estradas em diversos países têm usado localizações georreferenciadas de colisões envolvendo animais em rodovias para investigar padrões espaciais em relação às características das rodovias e da paisagem (RAMP *et al.*, 2005, 2006; MOUNTRAKIS; GUNSON, 2009). Os resultados mostram que as colisões envolvendo animais não são distribuídas aleatoriamente, mas se mostram espacialmente congregados para diversas espécies de vertebrados (JOYCE; MAHONEY, 2001; CLEVINGER *et al.*, 2003; RAMP *et al.*, 2006). Pesquisadores também têm usado novas ferramentas de modelagens para auxiliar nos processos de tomadas de decisão para conservação da biodiversidade (ELITH; LEATHWICK, 2009; FRANKLIN, 2010). Essas ferramentas incluem modelos de predição de atropelamentos (MALO *et al.*, 2004) para identificar variáveis (e.g. paisagem, *design* da rodovia, tráfego), que são associadas com locais de colisões para espécies específicas (NIELSEN *et al.*, 2003; SAEKI; MACDONALD, 2004; SEILER, 2004; DUSSAULT *et al.*, 2006; GARROTE *et al.*, 2018; WILLIAMS *et al.*, 2019).



Modelos de predição podem ser úteis para agências de meio ambiente e de transporte porque eles permitem a identificação de áreas onde medidas de mitigação para redução dos atropelamentos são mais necessárias (e.g. passagens inferiores de fauna, viadutos vegetados, cercas, pontes de dossel, sistemas de detecção animal). Os modelos também podem influenciar o *design* de novas rodovias e prever quais impactos as rodovias podem ter em relação às populações silvestres.

## O CONTEXTO RODOVIÁRIO NO ESTADO DE SÃO PAULO

O estado de São Paulo está localizado no sudeste do Brasil (248.219 km<sup>2</sup>) e é o estado mais desenvolvido e próspero do país, gerando 24% do Produto Interno Bruto brasileiro. Além disso, o Estado de São Paulo abriga mais de 44 milhões de pessoas, cerca de 22% da população total do Brasil (IBGE, 2023).

Nas últimas décadas, o estado de São Paulo experimentou rápidas mudanças no uso da terra. Isso incluiu a conversão dos biomas Mata Atlântica e Cerrado, ambos considerados *hotspots* mundiais de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2011), em pastagens e lavouras, áreas urbanas, uma expansão da malha viária (aumento de 33% na extensão entre 1988 e 2013) (DER, 2023), e um aumento no número de veículos registrados (aumento de 329% entre 1998 e 2018) (DER, 2023).

O estado de São Paulo possui 199.371 km de estradas não pavimentadas e pavimentadas (0,8 km estradas/km<sup>2</sup>), uma das maiores densidades rodoviárias do Brasil (DER, 2023). Desde 1990, alguns estados brasileiros iniciaram um programa de concessões rodoviárias para melhorar a malha rodoviária e fazê-la atender às normas de segurança e outras normas de engenharia. O programa visa transformar rodovias públicas em rodovias administradas por empresas privadas de pedágio, sob a condição de que as empresas de pedágio melhorem as estradas; incluindo uma atualização de rodovias de duas pistas para rodovias de quatro pistas. Essa modernização é paga pelos usuários por meio de pedágios. As concessões rodoviárias no estado de São Paulo começaram em 1998 e não visavam apenas melhorar a segurança e outros padrões de engenharia das estradas, mas também melhorar sua sustentabilidade ambiental e social. Esta estratégia de melhoria da rede rodoviária parece ter sido um sucesso. Em 2018, a CNT (Confederação Nacional do Transporte) avaliou todas as estradas pavimentadas do Brasil, e 18 das 20 melhores estradas pavimentadas estavam localizadas no estado de São Paulo, todas administradas por empresas rodoviárias.

A extensão total de estradas pavimentadas no estado de São Paulo é de 36.503 km. Essas vias são administradas por quatro tipos de administradores: (I) as vias públicas estaduais são



administradas pelo Departamento de Estradas de Rodagem (DER) (2 ou 4 pistas); (II) rodovias estaduais administradas por diferentes empresas de rodovias privadas (2 ou 4 faixas); (III) Rodovias federais administradas pela Agência Federal de Transportes (2 faixas) e diversas empresas rodoviárias particulares (4 faixas); e (IV) estradas administradas por diferentes municípios com apenas duas pistas (DER, 2023).

As vias administradas pelo DER ou municípios costumam ter duas pistas, acostamentos estreitos ou inexistentes, ausência frequente de iluminação pública e assistência médica relativamente lenta e precária. Em comparação, as rodovias com pedágio tendem a ser grandes rodovias de quatro pistas que foram reconstruídas nas últimas décadas. Essas rodovias tendem a ter amplas zonas livres de acostamentos e faixas de domínio, guarda-corpos, barreiras medianas (por exemplo, barreiras medianas de concreto do tipo *Jersey*) em locais específicos, iluminação pública em áreas selecionadas e assistência médica e mecânica relativamente rápida e moderna fornecida pelas respectivas empresas rodoviárias. O volume de tráfego e o limite legal de velocidade postado (variando entre 80-120 km/h) é tipicamente maior em rodovias que cobram pedágio do que em rodovias administradas pelo DER ou municípios.

## **ATROPELAMENTOS DE ANIMAIS SILVESTRES REGISTRADOS POR NÃO**

### **ESPECIALISTAS EM RODOVIAS CONCEDIDAS DO ESTADO DE SÃO PAULO**

Embora muitos estudos de atropelamentos dependam de dados coletados por não especialistas, o controle de qualidade de dados geralmente não existe. Em estudo conduzido por Fernanda Delborgo Abra (ABRA *et al.* 2018), investigamos se o pessoal de manutenção (não especialistas) de rodovias identificaram corretamente as espécies de atropelamentos mamíferos silvestres no Estado de São Paulo.

De maneira geral, o pessoal de manutenção de rodovias normalmente identificou bem certas espécies comuns, grandes ou altamente conhecidas como capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), puma (*Puma concolor*) ou animais com nomes genéricos como tamanduás, tatus e veados, sem precisão das espécies. No entanto, espécies raras ou raramente vistas (furão, *Galictis cuja*; gato-mourisco, *Herpailurus yagouaroundi*), espécies que se assemelham a outras espécies (por exemplo, pequenos canídeos e felinos silvestres como os do gênero *Leopardus*), ou espécies que não são reconhecíveis são muitas vezes identificados erroneamente, descritos de forma ambígua ou não identificado.



Para melhorar a confiabilidade da identificação de espécies de animais atropelados, é altamente recomendável que a equipe de manutenção das rodovias seja frequentemente treinada na identificação das espécies e que os registros fotográficos incluam imagens com escala para acompanhar todos os registros de atropelamentos. Sugerimos também que os especialistas verifiquem todos os registros de atropelamentos e imagens associadas para espécies que podem ser uma preocupação para a conservação biológica e que são conhecidos por serem mal identificados por não especialistas. Acreditamos que essas recomendações não se aplicam apenas ao estado de São Paulo, mas em todo o mundo onde os dados de atropelamentos são coletados por pessoas que não são especialistas em identificação de espécies.

### **QUANTOS ANIMAIS SÃO ATROPELADOS NO ESTADO DE SÃO PAULO?**

Entre 2005 e 2014, as rodovias concedidas do Estado de São Paulo registraram 37.744 indivíduos de mamíferos silvestres de médio e grande porte atropelados (média= 3.774, SD +/- 1.159 indivíduos, min= 1.932, máximo= 5.369 por ano e 0,6 animais atropelados/km/ano), totalizando 32 espécies diferentes (ABRA *et al.* 2021). A capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, 33,4%), lebre-europeia (*Lepus europaeus*, 14,3%), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*, 13,1%), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*, 6,3%), ouriço (*Coendou* sp., 6%), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*, 4%), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*, 3,1%) e guaxinim (*Procyon cancrivorus*, 2,4%) foram as espécies mais relatadas atropeladas, representando mais de 80% de todos os registros. Oito dessas espécies são consideradas ameaçadas de extinção nas esferas estaduais, federal ou níveis internacionais, como: lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), raposa-do-campo (*Lycalopex vetulus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), puma (*Puma concolor*), Macaco-prego (*Sapajus nigritus*), anta (*Tapirus terrestris*), gato-jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) e gato-do-mato-pequeno. Apenas duas espécies constantes no banco de dados são consideradas não-nativas no Brasil: lebre europeia (*Lepus europaeus*) e javali (*Sus scrofa*).

A maioria dos atropelamentos de mamíferos em rodovias concedidas (53,45%) foi relatada durante o período noturno (n = 14.189) e 46,54 % (n = 12.353) durante o período diurno. Excluindo a capivara, a espécie mais frequentemente observada em os registros de atropelamentos (33,42% de todos os dados de atropelamentos), a proporção de atropelamento relatado durante o dia (54,58%) versus a noite (45,41%) foi invertido. O pico de carcaças relatadas para todas as espécies de mamíferos foi entre 6h e 8h.



O número de registros de carcaças de mamíferos mostrou uma leve variação sazonal, com mais registros durante a estação chuvosa (55,55%, n = 15.318), do que na estação seca (44,45%, n = 12.255). Quando as capivaras foram excluídas da análise, a diferença entre as estações foi ligeiramente reduzida (chuvoso = 52,95%; seco = 47,05%). O maior número de mamíferos atropelados foi registrado em novembro (n= 3.042), seguido de dezembro (n= 2.827) e outubro (n = 2.821). Os atropelamentos de mamíferos tenderam a aumentar entre 2009 e 2014 ( $R^2 = 0,614$ ;  $p = 0,065$ ), com um aumento médio de 313,5 indivíduos por ano.

As estimativas de mamíferos atropelados em todo o estado de São Paulo, considerando rodovias com quatro e duas faixas de rolamento, gerenciadas por empresas privadas ou poder público totalizaram uma média de 39.605 indivíduos (mínimo = 5.563; máximo = 175.963; mediana= 16.662) (ABRA *et al.* 2021). A estimativa média mostra que 11% dos atropelamentos ocorrem ao longo de estradas com pedágio e 89% ao longo de vias públicas. A ordem de mamíferos que foi mais frequentemente relatada nos atropelamentos foi *Rodentia*, seguida por *Carnivora* e *Cingulata*, que juntas somavam cerca de 73% de toda a estimativa média para o estado de São Paulo.

Esses dados de atropelamentos dá uma excelente base ao estado paulista sobre o tamanho do impacto, a perda direta não natural dos indivíduos de mamíferos somente por atropelamentos. Combinado com os resultados de outros estudos que documentam outras fontes de mortalidade não natural (por exemplo, caça furtiva), parâmetros relacionados com a demografia natural, e os resultados da população análises de viabilidade, podemos formular uma conservação mais eficaz.

Entre 2006 e 2015, a Polícia Ambiental do estado de São Paulo registrou 1.913 ocorrências de caça furtiva no estado de São Paulo, em que 9% os casos envolveram capivara (n = 173), 4,6% tatu-galinha (n = 94) e 1,1% de paca (n = 22) (AZEVEDO, 2018). Obviamente, os os números oficiais de caça furtiva para o Estado de São Paulo são uma severa subestimação porque depende de ter apanhado os caçadores furtivos em flagrante. Até com essas limitações, o número de mamíferos de médio e grande porte mortos por caçadores é provavelmente muito menor do que o número de atropelamentos mamíferos. Além disso, os atropelamentos afetam quase todas as espécies, enquanto caçadores tendem a atacar espécies específicas (CULLEN *et al.*, 2000; FERNANDES-FERREIRA; ALVES, 2017). Outra perspectiva sobre o impacto do atropelamento em uma espécie ameaçada vem de um estudo de rádio colar sobre lobos-guará. Dos sete lobos-guará monitorados no nordeste de São Paulo (Projeto *Lobos do Pardo*) entre junho de 2018 e junho de 2019, um indivíduo foi atropelado (Rogerio Cunha - ICMBio, *comunicação pessoal*). Com base nas informações limitadas



disponíveis, parece que é provável que a mortalidade nas rodovias seja um problema muito maior do que caça furtiva. Isso não significa que a caça furtiva da fauna não deva ser combatida ou levada a sério, mas significa que a mortalidade direta como resultado de colisões com veículos é provavelmente um problema muito sério, e que medidas destinadas a reduzir essas colisões são necessárias como parte de uma estratégia abrangente de conservação.

## **QUAIS OS CUSTOS DA MORTE DESTES ANIMAIS PARA SEGURANÇA HUMANA E NA ECONOMIA PARA O ESTADO DE SÃO PAULO? E SOBRE A PERSPECTIVA JURÍDICA DOS ATROPELAMENTOS?**

Durante um período de onze anos (2003-2013), o banco de dados do Polícia Militar Rodoviária do Estado de São Paulo (PMRSP) totalizou 889.797 registros de acidentes (todos os tipos) no estado de São Paulo, incluindo 28.724 (3,3%) acidentes com animais.

Em média, houve 2.611 acidentes com veículos animais por ano (número mínimo 2.347, número máximo 2.916), resultando em média de 483 colisões (18,5%) envolvendo ferimentos ou mortes humanas. Houve um aumento médio de 3.834,4 acidentes totais relatados por ano e um aumento médio de 44,8 reportaram acidentes com veículos por ano. As colisões com animais envolvendo vítimas humanas resultaram em uma média anual de 531 humanos com ferimentos leves, 116 humanos com ferimentos graves e 20 mortes humanas. Acidentes de veículos animais com bicicletas e motocicletas quase sempre resultaram em lesões e fatalidades (> 90% dos casos) (ABRA *et al.* 2019).

Embora o número total de acidentes com veículos envolvendo animais tenha sido semelhante para rodovias administradas por empresas de pedágio e DER, o número de acidentes envolvendo ferimentos ou mortes humanas nas rodovias do DER foi mais que o dobro do registrado ao longo de estradas com pedágio. Dos 28.724 acidentes, 71,62% (n = 20.575) ocorreram à noite entre as 19h e 6h, com picos ao amanhecer e ao anoitecer.

Os custos totais anuais para a sociedade, associados aos acidentes com veículos animais relatados em São Paulo foram de R\$ 56.550.642,00 em 2013. O custo médio de um acidente envolvendo animal em rodovia, independentemente da ocorrência de ferimentos e mortes humanas, foi de R\$ 21.656,00. O custo médio de um acidente sem ferimentos ou mortes humanas (82% dos 23.415 acidentes com veículos animais) foi quase 50% menor; R\$ 11.364,00. Considerando que o





custo médio de um acidente com ferimentos ou mortes humanas (18% do valor dos acidentes veículos-animais) foi de R\$ 67.048,00. No entanto, a maior parte dos custos (57%) estava associada com colisões que envolveram ferimentos ou mortes humanas (ABRA *et al.* 2019).

O número de processos judiciais relacionados com colisões entre animais e veículos aumentou substancialmente entre 2005 e 2014 no estado de São Paulo. O aumento médio de processos judiciais foi de 14,8 por ano. De 797 processos judiciais neste período, 14,4% incluíram mortes humanas (n = 115 no total, média = 11,5 por ano). A maioria dos processos judiciais (69,5%, n = 554) foram relacionados a colisões entre animais e veículos em rodovias administradas por empresas rodoviárias, enquanto 30,1% (n = 240) foram em rodovias estaduais administradas pelo DER, e apenas 0,4% (n = 3) nas vias da cidade. A maioria dos processos judiciais se basearam em colisões envolvendo espécies domesticadas (64,4%, n = 513), seguido por espécies animais não identificadas (31,8%, n = 253), e espécies silvestres nativas do Brasil (3,9%, n = 31). Cavalos (37,5%, n = 299), bovinos (18,4%, n = 147) e cães (*Canis lupus familiaris*) (7,2%, n = 37) foram as espécies mais relatadas nos casos jurídicos. A espécie de animal silvestre mais frequentemente relatada foi a capivara (3,5%, n = 28), seguido por lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (0,3%, n = 2) e anta (*Tapirus terrestris*) (0,1%, n = 1).

Dos 797 processos judiciais, a grande maioria (91,7%, n = 731) foi concedida a favor dos reclamantes com compensação financeira associada. Os registros do tribunal indicaram que os prêmios em favor dos demandantes se basearam no art. 37, §6º da Constituição Federal Brasileira (CF, 1988) e o Código de Defesa do Consumidor (CDC, 1990). Os administradores rodoviários são geralmente responsabilizados por colisões entre animais e veículos, pois fornecem um serviço ao público aos usuários. Esse tipo de responsabilidade não sugere negligência ou intenção de prejudicar por parte dos administradores rodoviários (RODRIGUES, 2007), ao contrário, baseia-se na proteção do “usuário” que é considerado o mais vulnerável das duas partes. A opinião dos tribunais é que o destinatário do serviço, os usuários devem esperar um transporte seguro. Se um animal (selvagem ou domesticado) entrar na rodovia e se envolver em uma colisão veicular, o administrador da rodovia é considerado não conforme sobre a obrigação de proporcionar viagens seguras e desimpedidas.

Desta forma, do ponto de vista jurídico, o Sistema Judiciário Brasileiro espera que os administradores rodoviários mantenham os animais, silvestres e domésticos, fora das rodovias. Desta forma, é altamente necessária a adoção das medidas de mitigação, especialmente as excludentes como as cercas, para manter os animais afastados das rodovias e contribuir para maior



segurança viária. Obviamente, em trechos cercados, deve-se observar a necessidade de implementação de dispositivos que facilitem a travessia dos animais sobre ou sob a rodovia como passagens inferiores e superiores de fauna, viadutos vegetados, entre outros.

## **PRÓXIMOS PASSOS PARA O ESTADO DE SÃO PAULO EM BUSCA DE RODOVIAS MAIS SEGURAS PARA AS PESSOAS E PARA OS ANIMAIS**

Para reduzir a mortalidade rodoviária de animais silvestres em rodovias pavimentadas no estado de São Paulo, os órgãos ambientais (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo e CETESB) e agências de transporte (Secretaria de Transportes, DER e ARTESP) devem dialogar constantemente para oferecer soluções práticas durante o planejamento de rodovias e licenciamento ambiental de rodovias.

O estado de São Paulo precisa de um planejamento de longo prazo para reconectar a paisagem fragmentada, em um nível estrutural e funcional, usando medidas de mitigação como passagens inferiores, viadutos, passagem superiores para animais arborícolas e pontes em áreas prioritárias para conservação, cortadas por rodovias, principalmente em Unidades de Conservação de Proteção Integral.

Do ponto de vista da segurança humana, os engenheiros civis em São Paulo devem começar a incluir a presença, movimento e risco de animais silvestres ao tráfego para elevar os padrões de segurança no planejamento de rodovias - incluindo as novas rodovias ou a duplicação de rodovias existentes.

De um ponto de vista biológico, a perda de indivíduos de mamíferos, principalmente espécies ameaçadas, por atropelamento deve ser considerada como uma prioridade para reduzir a mortalidade não natural.

### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ABRA, F. D., GRANZIERA, B. M., HUIJSER, M. P., FERRAZ, K. M. P. M. D. B., HADDAD, C. M., & PAOLINO, R. M. (2019). Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. **Plos One**, v. 14, n. 4, e0215152.  
DOI: [10.1371/journal.pone.0215152](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215152)



- ABRA, F. D., HUIJSER, M. P., MAGIOLI, M., BOVO, A. A. A., & DE BARROS, K. M. P. M. An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. **Heliyon**, v. 7, n. 1, e06015, 2021. DOI: [10.1016/j.heliyon.2021.e06015](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06015)
- ABRA, F. D.; HUIJSER, M. P.; PEREIRA, S. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B. How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. **Biological Conservation**, v. 225, p. 42-52, 2018. DOI: [10.1016/j.biocon.2018.06.019](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.019)
- AMENT, R.; CLEVINGER, A.P.; YU, O.; HARDY, A. An assessment of road impacts on wildlife populations in U.S. National Parks. **Environmental Management**, Switzerland, v. 42, n. 3, p. 480-496, 2008. DOI: [10.1007/s00267-008-9112-8](https://doi.org/10.1007/s00267-008-9112-8)
- AZEVEDO, F.C., LEMOS, F.G., FREITAS-JUNIOR, M.C., ROCHA, D.G., AZEVEDO, F.C.C. Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil. **J. Zool.** 305 (4), 246–255. 2018. DOI: [10.1111/jzo.12558](https://doi.org/10.1111/jzo.12558)
- BENNETT, A.F. **Roads, roadsides and wildlife conservation: a review**. New South Wales: Surrey Beatty, 1991. 117p.
- BOND, A.R.; JONES, D.N. Temporal trends in use of fauna-friendly underpasses and overpasses. **Wildlife Research**, Clayton South, v. 35, p. 103-112, 2008. DOI: [10.1071/WR07027](https://doi.org/10.1071/WR07027)
- BRAZ, V.S.; FRANÇA, F.G.R. Wild vertebrate roadkill in the Chapada dos Veadeiros National Park, Central Brazil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 16, p. 1-12, 2016. DOI: [10.1590/1676-0611-bn-2014-0182](https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2014-0182)
- BROKIE, R.E. *et al.* Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. **Journal of Zoology**, London, v. 36, p. 123-134, Feb. 2009. DOI: [10.1080/03014220909510147](https://doi.org/10.1080/03014220909510147)
- BUENO, C.; FAUSTINO, M.T.; FREITAS, S.R. Influence of landscape characteristics on capybara road-Kill on highway BR-040, southeastern Brazil. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 17, p. 130-137, 2013. DOI: [10.4257/oeco.2013.1702.11](https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.11)
- CARDILLO, M. *et al.* Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science: New Series**, USA, v. 309, n. 5738, p. 1239-1241. 2005. DOI: [10.1126/science.1116030](https://doi.org/10.1126/science.1116030)
- CBEE - **Centro Brasileiro de Ecologia de Estradas**. 2019. Disponível em: <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro/>. Acessado em: 14/03/2019. Atualmente disponível em: <https://ecoestradas.com.br/>
- CLEVINGER, A.P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K.E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, Washington DC, v.109, p. 15-26. 2003. DOI: [10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)
- CÓDIGO DE DEFESA DO CONSUMIDOR, **Lei Federal nº 8078/1990**. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L8078.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8078.htm). Acessado em: 10/06/2018.



CONSTITUIÇÃO FEDERAL BRASILEIRA - **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988.**

Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm). Acessado em: 10/06/2018.

COURCHAMP, F.; JARIC, I.; ALBERT, C.; MEINARD, Y.; RIPPLE, W.J.; CHAPRON, G. The paradoxical extinction of the most charismatic animals. **PLoS Biology**, San Francisco, v. 16, p. 1-13, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2003997>

CULLEN JR., L., BODMER, R.E., PADUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 49-56, 2000. DOI: [10.1016/S0006-3207\(00\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00011-2)

DER. **Malha rodoviária**. Disponível em <http://www.der.sp.gov.br/>. Acessado em 26/07/2023.

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

DREWS, C. Roadkill of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on Baboon mortality. **African Journal of Ecology**, África, v. 3, p. 89-100, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1995.tb00785.x>

DUSSAULT, C.; POULIN, M.; COUTOIS, R.; QUELLET, J.P. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. **Wildlife Biology**, Lund, v. 12, p. 415-425, 2006. DOI: [10.2981/0909-6396\(2006\)12\[415:TASDOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[415:TASDOM]2.0.CO;2)

EIGENBROD, F.; HECNAR, S.J.; FAHRIG, L. Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, p. 1-18, 2009. DOI: [10.5751/ES-02691-140124](https://doi.org/10.5751/ES-02691-140124)

ELITH, J.; LEATHWICK, J.R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 40, p. 677-697, 2009. DOI: [10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159)

ELOFF, P.J.; VAN NIEKERK, A. Game, fences and motor vehicle accidents: spatial patterns in the Eastern Cape. **South African Journal of Wildlife Research**, South Africa, v. 35, p. 125-130, 2005. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10520/EJC117221>

ERICKSON, W.P.; JOHNSON, G.D.; YOUNG, D.P. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. **USDA Forest Service General Technical Reports**, PSW-GTR-191, p. 1029-1042, 2005. Disponível em: <https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/32103>

FAHRIG, L.; PEDLAR, J.H.; POPE, S.E.; TAYLOR, P.D.; WEGNER, J.F. Effect of road traffic on amphibian density. **Biological Conservation**, v. 73, p. 177-182, 1995. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00102-V](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00102-V)



- FAHRIG, L; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, p. 21, 2009. DOI: [10.5751/ES-02815-140121](https://doi.org/10.5751/ES-02815-140121)
- FERNANDES-FERREIRA, H., ALVES, R.R.N. The researches on the hunting in Brazil: a brief overview. **Ethnobiology and Conservation**, v. 6, 2017. Disponível em: <https://www.ethnobiococonservation.com/index.php/ebc/article/view/118>
- FOLEY, J.A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.A.; CASSIDY, E.S.; GERBER, J.S.; JOHNSTON, M.; MULLER, N.D.; O'CONNEL, C.; RAY, D.K., WEST, P.C.; BELZER, C.; BENNET, E.M.; CARPENTER, S.R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D.P.M.. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, USA, v. 478, p. 337-342, 2011. DOI: [10.1038/nature10452](https://doi.org/10.1038/nature10452)
- FORMAN, R.T.T. *et al.* **Road ecology: science and solutions**. 2<sup>th</sup> ed. Washington DC: Island Press, 2003. 504 p.
- FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review on Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 29, p. 207-231, 1998. DOI: [10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207)
- FRAIR, J.L. *et al.* Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. **Journal of Applied Ecology**, UK, v. 45, p. 1504-1513, 2008. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2008.01526.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01526.x)
- FRANKLIN, J. **Mapping species distributions**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. 320p.
- FREITAS, S.R., OLIVEIRA, A. N.; How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 18, p. 35-45, 2015. DOI: [10.4257/oeco.2014.18.05.02](https://doi.org/10.4257/oeco.2014.18.05.02)
- GARROTE, G.; FERNÁNDEZ-LÓPEZ, J.; LÓPEZ, G.; RUIZ, G.; SIMÓN, M.A. Prediction of Iberian lynx road– mortality in southern Spain: a new approach using the MaxEnt algorithm. **Animal Biodiversity and Conservation**, Barcelona, v. 41, p. 217-225, 2018. DOI: [10.32800/abc.2018.41.0217](https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0217)
- GIBBS, H.K.; RUESCH, A.S.; ACHAERD, F.; CLAYTON, M.K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J.A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **PNAS**, Arizona, v. 107, p. 16732-16737, 2010. DOI: [10.1073/pnas.0910275107](https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107)
- GROOT BRUINDERINK, G.W.T.A.; HAZEBROEK, E. Ungulate Traffic Collisions in Europe. **Conservation Biology**, Washington DC, v. 10: 4 p. 1059-1067, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041059.x>
- HUIJSER, M.P. *et al.* Cost–benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada; a decision support tool. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, p. 15, 2009. DOI: [10.5751/es-03000-140215](https://doi.org/10.5751/es-03000-140215)



- HUIJSER, M.P.; ABRA, F.D.; DUFFIELD, J.W. Mammal road mortality and cost benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo State, Brazil. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 17, p. 129-146, 2013. DOI: [10.4257/oeco.2013.1701.11](https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.11)
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acessado em: 26/07/2023.
- IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Acidentes de Trânsito nas Rodovias Federais Brasileiras: Caracterização, Tendências e Custos para a Sociedade**. 2015. Disponível em: [http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&view=article&id=26277](http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=26277). Acessado em: 15/02/2019.
- JENKINS, C.N.; PIMM, S.L.; JOPPA, L.N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS**, Arizona, v. 110, p.2602-2610, 2013. DOI: [10.1073/pnas.1302251110](https://doi.org/10.1073/pnas.1302251110)
- KLÖCKER, U.; CROFT, D.B.; RAMP, D. Frequency and causes of kangaroo–vehicle collisions on an Australian outback highway. **Wildlife Research**, Australia, v. 33, p. 5-15, 2006. DOI: [10.1071/WR04066](https://doi.org/10.1071/WR04066)
- LAURANCE, W. F.; CLEMENTS, G.R.; SLOAN, S.; O’CONNELL, C.S.; MUELLER, N.D.; GOOSEM, M.; VENTER, O.; EDWARDS, D.P.; PHALAN, B.; BALMFORD, A.; VAN DER REE, R.; ARREA, I.B. A global strategy for road building. **Nature**, USA, v. 513, p. 229, 2014. DOI: [10.1038/nature13717](https://doi.org/10.1038/nature13717)
- LESBARRÈRES, D.; FAHRIG, L. Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? **Trends of Ecology and Evolution**, Riverport Lane, v. 27, p. 374–380, 2012. DOI: [10.1016/j.tree.2012.01.015](https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015)
- LODÉ, T. Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. **Ambio**, Stockholm, v. 29, p. 163-166, 2000. DOI: [10.1639/0044-7447\(2000\)029\[0163:eoamom\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1639/0044-7447(2000)029[0163:eoamom]2.0.co;2)
- MAGIOLI, M.; BOVO, A.A.A.; HUIJSER, M.P.; ABRA, F.D.; MIOTTO, R.A.; ANDRADE, V.H.V.P.; NASCIMENTO, A.M.; MARTINS, M.Z.A.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Short and narrow roads cause substantial impacts on wildlife. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 99-111, 2018. DOI: [10.4257/OECO.2019.2301.09](https://doi.org/10.4257/OECO.2019.2301.09)
- MALO, J.E.; SUÁREZ, F.; DÍEZ, A. Can we mitigate animal–vehicle accidents using predictive models? **Journal of Applied Ecology**, UK, v. 41, p. 701–710, 2004. DOI: [10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x](https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x)
- MEDICI, E.P.; ABRA, F.D. Lições aprendidas na conservação da anta brasileira e os desafios para mitigar uma de suas ameaças mais graves: O atropelamento em rodovias. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, v. 85: p. 152-160, 2019. Disponível em: [https://sbmz.org/wp-content/uploads/2020/06/BolSBMz85\\_ago2919.pdf](https://sbmz.org/wp-content/uploads/2020/06/BolSBMz85_ago2919.pdf)



- MEDICI, E.P.; TESTA-JOSÉ, C.; FERNANDES-SANTOS, R.C.; CANENA, A.C.; ABRA, F.D. Impacto de atropelamentos de fauna, particularmente anta brasileira, em rodovias estaduais e federais do estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Relatório da Iniciativa nacional para a conservação da anta brasileira (INCAB)**, Instituto de pesquisas ecológicas (IPÊ). 2016. Disponível em: [http://ipe.org.br/downloads/Relatorio\\_Tecnico\\_Parcial\\_Atropelamentos\\_Anta\\_Brasileira\\_MS.pdf](http://ipe.org.br/downloads/Relatorio_Tecnico_Parcial_Atropelamentos_Anta_Brasileira_MS.pdf).
- MITTERMEIER, R.A., TURNER, W. R., LARSEN, F. W., BROOKS, T. M., GASCON, C. Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. Pp. 3-22. In: F. E. Zachos, J. C. Habel (Eds). **Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas**. Springer, Berlin, 2011.
- MOUNTRAKIS, G.; GUNSON, K.E. Multi-scale spatiotemporal analyses of moosevehicle collisions: a case study in northern Vermont. *International Journal of Geographic Information Systems*, Abingdon, v. 23, p. 1389-1412, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1080/13658810802406132>
- NELLEMANN, C.; VISTNES, I.; JORDHOY, P.; STRAND, O. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation*, Washington DC, v. 101, p. 351–360, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00082-9)
- NIELSEN, C.K.; ANDERSON, R.G.; GRUND, M.D. Landscape influences on deer–vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management*, New York, v. 67, p. 46–51, 2003. DOI: [10.2307/3803060](https://doi.org/10.2307/3803060)
- NIELSEN, E.; STENHOUSE, G.B.; BOYCE, M.S. A habitat-based framework for grizzly bear conservation in Alberta. *Biological Conservation*, Washington, DC, v. 130, p. 217–229, 2006. DOI: [10.1016/j.biocon.2005.12.016](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.016)
- PARRIS, K.M.; LORD, M.V.; NORTH, J.M.A. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society*, Wolfville, v. 14, p. 25, 2009. DOI: [10.5751/ES-02687-140125](https://doi.org/10.5751/ES-02687-140125)
- RAMP, D.; WILSON, V.K.; CROFT, D.B. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, Washington DC, v. 129, p. 348-359, 2006. DOI: [10.1016/j.biocon.2005.11.002](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.002)
- RAMP, D.J. *et al.* Modelling of wildlife fatality hotspots along the snowy mountain highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, Washington DC, v. 126, p. 474-490, 2005. DOI: [10.1016/j.biocon.2005.07.001](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.001)
- RODRIGUES S. **Direito civil - Responsabilidade civil**. Vol. 4, 20ª Ed, p. 11, 2007.
- RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia*, Switzerland, v. 173, p. 1143–1156, 2013. DOI: [10.1007/s00442-013-2684-x](https://doi.org/10.1007/s00442-013-2684-x)



- SAEKI, M.; MACDONALD, D.W. The effects of traffic on the raccoon do (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. **Biological Conservation**, Washington DC, v. 118, p. 559–571, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.004>
- SCHIPPER, J.; CHANSON, J. S.; CHIOZZA, F.; COX, N. A.; HOFFMANN, M.; KATARIYA, V.; LAMOREUX, J., RODRIGUES; A. S. L., STUART; S. N., TEMPLE; H. J., BAILLIE, J.; BOITANI, L.; LACHER, T. E.; MITTERMEIER, R. A.; SMITH, A. T.; ABSOLON, D.; AGUIAR, J. M.; AMORI, G.; BAKKOUR, N.; ... YOUNG, B. E. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, USA, v. 322, p. 225-230, 2008. DOI: [10.1126/science.1165115](https://doi.org/10.1126/science.1165115)
- STEEN, D.A.; GIBBS, J.P. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. **Conservation Biology**, Washington, v. 18, p. 1143–1148, 2004. DOI: [10.1111/j.1523-1739.2004.00240.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00240.x)
- TROMBULAK, S.C.; FRISSELL, C.A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, Washington DC, v. 14, p. 18-30, 2000. DOI: [10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x)
- VAN DER ZANDE, A.N.; TER KEURS, W.J.; VAN DER WEIJDEN, W.J. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat-evidence of a long-distance effect. **Biological Conservation**, Washington DC, v. 18, p. 299-321, 1980. DOI: [10.1016/0006-3207\(80\)90006-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90006-3)
- VIDYA, T.N.C.; THUPPIL, V. Immediate behavioral responses of humans and Asian elephants in the context of road traffic in southern India. **Biological Conservation**, Washington DC, v. 143, p. 1891–1900, 2010. DOI: [10.1016/j.biocon.2010.04.043](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.043)
- VISTNES, I.; NELLEMAN, C.; JORDHOY, P.; STRAND, O. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. **The Journal of Wildlife Management**, New York, v. 68, p. 101-108, 2004. DOI: [10.2193/0022-541x\(2004\)068\[0101:eoioma\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2004)068[0101:eoioma]2.0.co;2)
- WILLIAMS, S.T.; COLLINSON, W.; PATTERSON-ABROLAT, C.; MARNEWECK, D.G.; SWANEPOEL, L.H. *et al.* Using road patrol data to identify factors associated with carnivore roadkill counts. **PeerJ**, San Diego, p. 1-18, 2019. DOI: [10.7717/peerj.6650](https://doi.org/10.7717/peerj.6650)